

UNIVERSITETET I OSLO
Kjemisk institutt

**Jord- og vannkjemi
ved fem felter i
Norden**

Hovedoppgave til
cand.scient-graden

Håkon Eilif Larsen

31. mars 2003



Forord

Da var slutten endelig kommet. Det er for lang tid å bruke godt og vel tre år på en hovedoppgave. Årsakene til at det har tatt så lang tid er mange og det ville fylle flere sider enn ønskelig dersom jeg skulle gå nærmere inn på det. La meg heller si at jeg er glad for at jeg er ferdig og at et nytt kapittel i livet kan starte.

Jeg vil takke 1. ammanuensis Rolf D. Vogt, professor Hans Martin Seip og dr.scient. Thorjörn Larssen for veiledning og verdifulle kommentarer. Jeg vil også takke professor Egil Gjessing for nyttige innspill under sluttprossessen.

Uten resten av miljøkjemigruppa hadde tiden på hovedfag aldri vært i nærheten av det den har vært. Noen har klart å bli ferdige underveis og andre har kommet til. Jeg vil spesielt takke Lars for samarbeidet som vi har hatt mens vi gikk på hovedfag. Tarjer kan jeg neppe takke nok for den vennen og støtten du har vært, jeg tror ikke jeg på en enkel måte kan få forklart hvor mye du har betydd for meg. Lunsjen, og tilhørende diskusjoner, på Café Erwin er noe jeg kommer til å huske godt fra Blindern.

Jeg vil selvfølgelig takke familien min som har unnlatt å stille for mange spørsmål om hva jeg holder på med. Det er godt å ha hjemme som et slags fristed. I den sammenheng vil jeg også takke kollegaene på SAS Flybussen, de aller færreste har sagt noe mer enn «det må jo være vanskelig» når jeg har svart at jeg har drevet med hovedfag i kjemi. Etter en lang uke på Blindern har jeg av og til gledet meg til å komme på jobb.

Skulle jeg ha startet på nytt ville jeg nok gjort en del ting litt annerledes, men jeg tror det har vært lærerikt og en nyttig ballast.

Blindern, 31. mars 2003
Håkon Eilif Larsen

Innhold

Forord	3
Innhold	4
Figurer	8
Tabeller	10
Sammendrag	12
Abstract	14
1 Innledning	16
1.1 Løst organisk materiale	16
1.2 Egenskaper til naturlig organisk materiale	17
1.3 Oppgavens formål	17
2 Teori	18
2.1 Jordas sammensetning	18
2.1.1 Fast fase	18
2.1.2 Væskefase	19
2.1.3 Gassfase	19
2.2 Kationbytte i jord	19
2.3 Jordforsuring	20
2.4 Strukturer og egenskaper til NOM	20
3 Metoder	22
3.1 Prøvetaking og behandling av prøver	22
3.2 Jord	22
3.2.1 Tørrstoff	22
3.2.2 Glødetap	23
3.2.3 Jord-pH	24
3.2.4 Total karbon og total nitrogen	24
3.2.5 Effektiv kationbyttekapasitet	24
3.2.5.1 CEC _e – metode	25
3.2.5.2 Lett ioniserbare grunnstoffer	26
3.3 Vann	26

3.3.1	pH og ledningsevne	26
3.3.2	Spektrofotometriske målinger	27
3.3.3	Anioner	27
3.3.4	Total fluorid	28
3.3.5	Kationer	28
3.3.6	Ammonium	29
3.3.7	Alkalinitet	29
3.3.7.1	Total alkalinitet	29
3.3.7.2	Grans plott	30
3.3.8	Organisk ladning	31
3.4	RO-isolater	32
3.4.1	Isolering av NOM	32
3.4.2	Tetthet	32
3.4.3	Tørrstoff og glødetap	33
3.4.4	Løselighet i oktanol	33
3.4.5	Analyser på vannløst RO-isolat	33
3.5	Usikkerhet og datakvalitet	33
3.5.1	CEC	34
3.5.2	Ledningsevne	35
3.5.3	Anioner	35
3.5.4	Kationer	36
3.5.4.1	Ammonium	37
3.5.5	Alkalinitet	37
3.5.6	Ionebalanse	37
4	Feltbeskrivelse	38
4.1	Klima	39
4.2	Morfologi	39
4.3	Biotoper	41
4.4	Deposisjon	41
4.5	Feltene	42
4.5.1	Hietajärvi	42
4.5.1.1	Klima	43
4.5.1.2	Deposisjon	43
4.5.1.3	Vegetasjon	44
4.5.1.4	Geologi og jordtyper	44
4.5.1.5	Overflatevann	45
4.5.2	Valkea-Kotinen	45
4.5.2.1	Klima	45
4.5.2.2	Deposisjon	46
4.5.2.3	Vegetasjon	46
4.5.2.4	Geologi og jordtyper	47
4.5.2.5	Overflatevann	47
4.5.3	Svartberget	48
4.5.3.1	Klima	48
4.5.3.2	Deposisjon	48

4.5.3.3	Vegetasjon	50
4.5.3.4	Geologi og jordtyper	50
4.5.3.5	Overflatevann	50
4.5.4	Birkenes	50
4.5.4.1	Klima	50
4.5.4.2	Deposisjon	52
4.5.4.3	Vegetasjon	52
4.5.4.4	Geologi og jordtyper	53
4.5.4.5	Overflatevann	53
4.5.5	Skjervatjern	53
4.5.5.1	Klima	53
4.5.5.2	Deposisjon	54
4.5.5.3	Vegetasjon	54
4.5.5.4	Geologi og jordtyper	54
4.5.5.5	Overflatevann	55
5	Resultater og diskusjon	56
5.1	Jord	56
5.1.1	Organisk materiale	56
5.1.2	Total nitrogen og total karbon	57
5.1.3	Jord-pH	59
5.1.4	Effektiv kationbyttekapasitet	61
5.1.5	Diskusjon av jordresultater	61
5.1.5.1	Organisk materiale og CEC	64
5.1.5.2	CEC og andre mulige sammenhenger	65
5.1.5.3	Jordtypene	65
5.2	Vann: nedbør, overflatevann og jordvæske	66
5.2.1	pH og ledningsevne	66
5.2.2	Alkalinitet	69
5.2.3	Organisk materiale	70
5.2.3.1	UV/Vis-målinger	70
5.2.3.2	Total organisk karbon målinger	71
5.2.4	Hovedioner	73
5.2.5	Diskusjon av vannresultater	76
5.2.5.1	Marin påvirkning	76
5.2.5.2	Dekker dette Norden?	77
5.3	RO-isolater	77
5.3.1	Egenskaper til isolatet	77
5.3.1.1	Vanninnhold, glødetap og askeinnhold	77
5.3.1.2	Tetthet	78
5.3.1.3	Oktanolvann	78
5.3.1.4	Total karbon og total nitrogen	78
5.3.2	Rekonstruert vann	79
5.3.2.1	UV/Vis-målinger	79
5.3.2.2	pH og ledningsevne	80
5.3.2.3	Anioner	80

5.3.2.4	Kationer	82
5.3.3	Diskusjon av RO-resultater	83
5.3.3.1	Optiske egenskaper	83
5.3.3.2	Ledningsevne	83
5.3.3.3	Glødetap, total karbon og total nitrogen	83
5.3.3.4	Sammenligning med andres resultater	84
5.3.3.5	Variasjon mellom felter og sesonger	85
6	Konklusjon	86
	Bibliografi	87
A	SOP for Varian Vista ICP-AES	95
A.1	Oppstart av instrumentet	95
A.1.1	Plasma	96
A.2	Metode	96
A.3	Sekvens	96
A.3.1	Prøveveksler	97
A.3.2	«Sequence Parameters»	97
A.4	Analyse	98
A.5	Resultater	98
A.5.1	Eksportering av resultater	99
A.6	Metode for bariumkloridekstrakter	99
A.6.1	Elementer	99
A.6.2	Innstillinger	99
A.6.3	Standarder	101
A.6.4	Videreutvikling	101
A.7	Metoder for vann og andre løsninger	102
B	Beregninger	103
B.1	Beregning av CEC_e	103
B.1.1	Basemetning	104
B.1.2	H^+ -metning	104
B.1.3	Aluminiums- og jernmetning	104
B.2	Aktivitetskoeffisienten til H^+	104
C	Arbeidsmetoder	106
C.1	IC-RP-patron og peristaltisk pumpe	106
D	Temperatur- og klimakart over Norden	109
E	Data	115
E.1	Jorddata	115
E.2	Vanndata	118
E.3	RO-data	123
	Register	125

Figurer

2.1	Eksempel på hvordan et humusmolekyl kan være bygd opp.	21
3.1	Eksempel på Grans plott.	31
3.2	Målt og beregnet ledningsevne.	35
4.1	Plassering av feltene i NOMiNiC-prosjektet.	38
4.2	SO ₄ -våtdeposisjon i feltene i perioden 1989 til 1999. Sjøsalter er ikke inkludert.	42
4.3	Oversikt over hvor nedbør, kronedrypp, jordvæske og overflatevann ble prøvetatt i Hietajärvi.	43
4.4	Kart over jordmaterialet i Hietajärvi.	44
4.5	Oversikt over hvor nedbør, kronedrypp, jordvæske og overflatevann ble prøvetatt i Valkea-Kotinen.	46
4.6	Kart over jordmaterialet i Valkea-Kotinen.	47
4.7	Oversikt over hvor nedbør, kronedrypp, jordvæske og overflatevann ble prøvetatt i Svartberget.	49
4.8	Kart over jordmaterialet i Svartberget.	51
4.9	Oversikt over hvor nedbør, kronedrypp, jordvæske og overflatevann ble prøvetatt i Birkenes.	52
4.10	Oversikt over hvor nedbør, kronedrypp, jordvæske og overflatevann ble prøvetatt i Skjervatjern.	54
5.1	Total nitrogen og forholdet mellom total karbon og total nitrogen i myrprøvene	59
5.2	Jord-pH i myrprøvene.	60
5.3	Jord-pH i podsolprøvene.	60
5.4	Resultater for effektiv kationbyttekapasitet i myrprøvene.	61
5.5	Prosentvis forhold mellom HS, FeS, AlS og BS i myrjorda.	62
5.6	Resultater for effektiv kationbyttekapasitet i podsolprøvene.	62
5.7	Prosentvis forhold mellom HS, FeS, AlS og BS i podsolprøvene.	63
5.8	Effektiv kationbyttekapasitet plottet mot organisk materiale.	64
5.9	pH i vannprøver tatt høst og vår	67
5.10	Plott av alkalinitetsresultater	69
5.11	TOC plottet mot absorbans ved 254 nm.	72
5.12	Kjemi i overflatevannet.	74
5.13	Ionestyrke	75

5.14	Sammenligning av originalt vann med oppløst RO-isolat.	80
5.15	Sammenligning av ioner i originalt vann med oppløst RO-isolat	82
5.16	Glødetap plottet mot total karbon i RO-isolater	84
A.1	Editering av «Sequence» i programvaren til ICP-AES.	97
A.2	Signal med «H» som viser måleområdet.	98
A.3	«Method Editor» i programvaren til ICP-AES.	100
C.1	IC-RP-patroner og peristaltisk pumpe i vaskeposisjon.	107
D.1	Årlig gjennomsnittlig nedbør i Norden i perioden 1961-90.	110
D.2	Årlig gjennomsnittstemperatur i Norden i perioden 1961-90.	111
D.3	Gjennomsnittstemperatur for januar i Norden i perioden 1961-90. . .	112
D.4	Gjennomsnittstemperatur for juli i Norden i perioden 1961-90. . . .	113
D.5	Vekstsesong i Norden i perioden 1961-90.	114

Tabeller

3.1	Datakvalitet CEC. Alle prøvene kommer fra Svartberget.	34
3.2	Resultater for interkalibreringsløsninger etter analyse på anion IC. .	36
3.3	Resultater for interkalibreringsløsninger etter analyse på ICP-AES. .	36
4.1	Navn og geografisk plassering av prøvefeltene.	39
4.2	Årlige klimatiske data for feltene.	40
4.3	Morfologiske data for feltene.	40
4.4	Data for innsjøene som ble prøvetatt.	40
4.5	Biotoper	41
4.6	Jorddekke.	41
4.7	Karakteristikk av Iso Hietajärvi	45
4.8	Karakteristikk av innsjøen i Valkea-Kotinen.	48
4.9	Karakteristikk av referansesiden i Skjervatjern.	55
5.1	Glødetap og forhold Ca/Mg for myrprøvene.	57
5.2	Resultater for glødetap, total karbon, total nitrogen og jord-pH. . . .	58
5.3	Jordtyper i mineraljordplottene.	66
5.4	Gjennomsnittlig pH fra de forskjellige målepunktene.	66
5.5	Gjennomsnittlig ledningsevne (mS/m) i de forskjellige målepunktene.	68
5.6	Gjennomsnitt og standardavvik for UV/Vis-målingene.	71
5.7	Målt total organisk karbon.	71
5.8	Gjennomsnittlig sUVA og SAR med standardavvik for de forskjellige målepunktene. SAR har ingen benevnning.	73
5.9	Spennet i dominerende kat- og anioner.	74
5.10	Egenskaper til RO-isolatene.	78
5.11	K_{ow} -verdier for RO-isolatene.	78
5.12	Total karbon og total nitrogen i RO-isolatene.	79
5.13	UV/Vis-data for oppløste RO-isolater.	81
5.14	pH og ledningsevne i oppløste RO-isolater.	81
5.15	Sammenligning av resultater for askeinnhold og total karbon	84
5.16	Sammenligning av resultater for K_{ow}	85
A.1	Bølgelengder.	100
A.2	Innstillinger for analysen.	101
A.3	Kalibreringsparametere.	101

E.1	Jorddata.	116
E.2	Resultater fra analysen av effektiv kationbyttekapasitet.	117
E.3	Vanndata	118
E.4	Data for oppløste RO-isolater.	124

Sammendrag

Målet for denne oppgaven er å beskrive de fysiokjemiske egenskapene til fem forsøksfelt i Norden. Oppgaven er en del av et større internasjonalt prosjekt som omhandler naturlig organisk materiale (NOM) i Norden (NOMiNiC-prosjektet). Målet for NOMiNiC-prosjektet var å finne egnede metoder for analyse av NOM og bestemme hvordan forskjeller i klima og nedbørskvalitet påvirker egenskapene til NOM.

De fem prøvefeltene ligger i Norge, Sverige og Finland og er svært ulike med hensyn på klima og nedbørskvalitet. To av feltene ligger nær kysten i Norge og særlig det ene har vært utsatt for sur nedbør. Disse feltene mottar også mye nedbør. De tre øvrige feltene ligger i innlandet i Sverige og Finland. Det svenske feltet får lite nedbør og har den laveste belastningen av sur nedbør. De to finske feltene er de mest nedbørsfattige feltene, og særlig Hietajärvi har mottatt lite sur nedbør. Alle feltene er sure, har lyng, barskog og overflatevann i form av bekker eller innsjø. Feltene er etablerte forsøksfelt og det eksisterer derfor en del tidligere forskningsresultater.

I alle fem feltene ble det valgt ut et myrplott (histosol) og et mineraljordplott (podsol). Jordprøver ble tatt fra begge plottene i alle feltene. Høsten 1999 og våren 2000 ble det samlet inn nedbør, kronedrypp, jordvæske og overflatevann fra feltene. I feltene ble organisk materiale isolert med omvendt osmose («reverse osmosis» (RO)) fra 500-1100 L overflatevann. Dette ble også gjort både høst og vår.

Tørrstoff, glødetap, jord-pH og effektiv kationbyttekapasitet ble bestemt i jordprøvene. Vannprøvene ble analysert for pH, ledningsevne, hovedanioner og -kationer, alkalinitet og innhold av organisk stoff (spektrometriske målinger og analyse av total organisk karbon (TOC)). Tetthet, tørrstoff og glødetap til RO-isolatene ble bestemt. Løsninger av RO-isolat ble analysert for løselighet i oktanol og forøvrig de samme parameterne som i vannprøvene.

Feltene ble valgt ut slik at opphavsmaterialet for det naturlige organiske materialet skulle være så likt som mulig (jordtyper og biotoper), men med gradienter innen klima og antropogen deponisjon. Plott i histosol og podsol ble valgt fordi disse ville utgjøre et spenn i opphav til organisk materiale. Nedbørsmengden avtar fra vest mot øst, det samme gjør også lengden på vekstsesongen (dager med middeltemperatur

over 5 °C). Nedbøren blir mindre sur når man beveger seg nordøst.

Variasjonen i podsol-profilene i de fem feltene er relativt små, noe som også gjelder myrene. Resultatene tyder på at myra i Hietajärvi og Skjervatjern er de mest ombrogene, mens myra i Valkea-Kotinen, Svartberget og særlig Birkenes har mer minerogene egenskaper. Feltet i Birkenes bærer preg av flere år med sur nedbør og har lav jord-pH og mye utbyttbart aluminium.

Det ble funnet en god korrelasjon mellom effektiv kationbyttekapasitet og innhold av organisk materiale i jordprøvene. Forholdet mellom karbon og nitrogen holder seg relativt høyt ned gjennom podsol-profilene i Birkenes og Skjervatjern, mens det avtar i de øvrige feltene. Et høyt karbon/nitrogen-forhold er et kjennetegn på sur jord.

Den spesifikke UV-absorbansen (forholdet mellom absorbans ved 254 nm og TOC) indikerer andelen konjugerte dobbeltbindinger i det organiske materialet. Fra nedbør og kronedrypp, ned gjennom jordprofilene og ut overflatevannet øker dette forholdet og andelen konjugerte dobbeltbindinger i det organiske materialet. Dette kommer sannsynligvis av biologisk nedbrytning og fotodegradering. I histosol-profilene holder det organiske materialet seg relativt likt i jordvæska fra 5 og 15 cm, mens i podsol-profilene endrer det organiske materialet seg fra O- til E-horisont. Hietajärvi og Birkenes har lavest konsentrasjon av organisk materiale i overflatevannet (cirka 5 mg C/L), mens Svartberget har konsentrasjoner opp mot 19 mg C/L. Valkea-Kotinen og Svartberget er generelt de mest ionerike feltene, mens Hietajärvi er ionefattig.

Tettheten til RO-isolatene er svært forskjellig og ved noen av feltene er det også betydelige forskjeller mellom høst- og vårprøven. Løseligheten i oktanol (K_{ow}) er gjennomsnittlig høyest i RO-isolatene som ble tatt om våren. Dette kommer i stor grad av at K_{ow} er mye høyere i vårprøvene fra Hietajärvi og Skjervatjern, i isolatene fra de tre øvrige feltene er forskjellene mindre og i to av feltene avtar K_{ow} fra høst til vår. Andelen karbon i RO-isolatene er relativt likt både mellom feltene og sesongene, variasjonen i nitrogen-innhold er noe større.

Analysene av de oppløste RO-isolatene viser at egenskapene til det organiske materialet ikke endrer seg betydelig gjennom isoleringen. Egenskapene til det naturlige organiske materialet varierer mer mellom feltene enn mellom sesongene.

Abstract

The aim of this thesis is to describe the physico-chemical properties of five sites in the Nordic countries. The thesis is a part of a larger international project on natural organic matter (NOM) in the Nordic countries (the NOMiNiC project). The goal of the NOMiNiC project was to find good methods to analyse NOM and to determine how differences in climate and precipitation quality affect the properties of NOM.

The five sites are located in Norway, Sweden and Finland and differ in climate and anthropogenic loading. The two Norwegian sites are coastal and the sites in Sweden and Finland are inland. The southernmost site (Birkenes in Norway) has received large amounts of acid rain. The Swedish site receives comparatively low precipitation amount and has the lowest sulfur and nitrogen deposition among the sites. The Hietajärvi site in Finland is also low in sulfur and nitrogen deposition and both the Finnish sites receive little precipitation. All sites are acid, dominated by heather and coniferous forest and have surface water either as streams or a lake. The sites are established research sites and thus some earlier research results are available.

At each site sampling plots in both histosol and podzol were selected. Precipitation, throughfall, soil water and surface water were sampled at the sites the fall of 1999 and the spring of 2000. Both fall and spring, organic matter were isolated from 550-1100 L surface water by reverse osmosis (RO).

Dry matter, loss on ignition, soil pH and effective cation exchange capacity were determined in the soil samples. In the water samples pH, conductivity, main anions and cations, alkalinity and organic content (spectrometric measuring and total organic carbon (TOC) analysis) were determined. In the RO-isolates density, dry matter and loss on ignition was determined. Octanol solubility was determined in dissolved RO-isolates along with the same parameters as in the water samples.

The sites were selected so that the source of the NOM would be as similar as possible, but with gradients in climate and anthropogenic deposition. Plots in histosol and podzol were selected because these would constitute two different types of origin of the NOM. There is a decrease in precipitation amount from west to east and there

is also a west to east decrease in length of growth season (days with mean temperature above 5 °C). The acidification of the precipitation decreases toward north-east in the Nordic countries.

The chemical variation for each soil type between the five sites, are relatively small. The results indicate that the histosols in Hietajärvi and Skjervatjern are the most ombrogenic, while the histosols in Valkea-Kotinen, Svartberget and especially Birkenes are more minerogenic. The Birkenes site is the most acid, with low soil pH and large amounts of exchangeable aluminium.

A good correlation was found between effective cation exchange capacity and organic matter content in the soil samples. The carbon/nitrogen-ratio stays high down through the podzol horizons in Birkenes and Skjervatjern, but in the other sites this ratio decreases down the horizons. A high carbon/nitrogen-ratio is characteristic for acid soils.

The specific UV-absorbance (the relation between absorbance at 254nm and TOC) indicates the proportion of conjugated double bonds in the organic matter. This ratio increases from precipitation and throughfall, down through the soil horizons to the surface water. This is probably caused by biological decomposition and photodegrading. In the histosol this relation remains the same down through the horizon, but in the podzol profiles the characteristics of the organic matter change from the O- to the E-horizon. Hietajärvi and Birkenes had the lowest concentration of organic matter in the surface water (about 5 mg C/L), while Svartberget had concentrations up to 19 mg C/L. The Valkea-Kotinen and Svarberget sites has the highest ionic strenght, while Hietajärvi is low. The two other sites are intermediate.

There is a large difference in density between the RO-isolates, and for some of the isolates there is also large variation between the fall and spring samples. On average the octanol solubility (K_{ow}) is greater in the spring isolates, but this is a consequence of the large variation in the K_{ow} in the fall and spring samples from Hietajärvi and Skjervatjern. There are only smaller seasonal differences between the three other sites and in two of them there is a decrease in the K_{ow} . The carbon content in the RO-isolates are quite similar, both for different sites and seasons, the nitrogen content differs more.

The analysis show that the properties of the organic matter in the RO-isolates maintains almost the same through the isolation. The NOM's properties differ more between sites than seasons.

Kapittel 1

Innledning

Vann, noe av det mest avgjørende for menneskelig eksistens, men likevel noe som en ikke tenker over til daglig. Vannet kommer ut av springen, det regner ute og i avisa står det at vi har blitt enda flinkere til å hindre sur nedbør. Alt i skjønneste orden, med andre ord. Helt til vannet begynner å bli brunt.

1.1 Løst organisk materiale

Mengden løst organisk materiale (DOM¹) har økt i løpet av de siste 10-15 år i jordvæske og overflatevann i de nordiske landene, Storbritannia og i USA (Skjelkvåle et al., 2000). En økning i DOM vil kunne påvirke flere forhold: kvalitet på drikkevann, skogproduksjon, livsbetingelser for akvatiske organismer og karbonbudsjettet i forhold til global oppvarming.

Drikkevann med for høy konsentrasjon² av DOM må behandles både på grunn av farge og av hygieniske årsaker (Stevenson, 1994). Dette er særlig av betydning i Norden, fordi det meste av drikkevannet er overflatevann.³

Det organiske materialet kan fungere som pH-buffere eller senke pH ved å protolysere. DOM kan også binde metaller ved kompleksering, noe som påvirker totalkonsentrasjonen av metaller i løsning, særlig for aluminium og bly. Dette kan være både positivt og negativt. Kompleksering av toksiske spesies (for eksempel pesticider) vil være positivt, men mobiliseringen øker.

¹Dissolved organic matter.

²Største tillatte konsentrasjon av organisk karbon i norsk drikkevann ble i 1995 satt til 5 mg C/L i samsvar med rådsdirektivene til den Europeiske Union (der Sverige og Finland er medlemmer). Veiledende verdi er 3 mg C/L (Fonahn et al., 1998).

³I Norge er 88% av drikkevannet overflatevann (Fonahn et al., 1998). I Sverige og Finland er tallene henholdsvis 70% og 50% (Gjessing, 2003: pers.kom.).

1.2 Egenskaper til naturlig organisk materiale

I løpet av de siste 15-20 år er det nedlagt et betydelig forskningsarbeid innen naturlig organisk materiale (NOM) i jord og vann. På grunn av NOMs betydning for alle naturlige prosesser i miljøet og på grunn av NOMs kompleksitet er det fortsatt en betydelig kunnskapsmangel. Prosjektet «Natural organic matter in the Nordic countries (NOMiNiC)» ble startet for å rette på dette. Prosjektet hadde to hoveddeler; Interkalibreringsmetoder for bestemmelse av total organisk karbon (TOC) og studere fysiokjemiske egenskaper til NOM. Arbeidet i denne oppgaven er en del av den siste delen av dette prosjektet.

1.3 Oppgavens formål

NOMiNiC-prosjektet er basert på NOM fra fem forskjellige felter i Norden. For å sammenligne NOM fra disse forsøksområdene var det viktig å ha en bred informasjon om fysikalske og kjemiske egenskaper til jordsmonn og vann fra feltene. På hvilke måter er feltene like, ulike og hvordan kan dette påvirke egenskapene til NOM? Et stort utvalg av vannprøver og jordprøver fra både myrjord og mineraljord fra de fem feltene har vært samlet inn og analysert.

På mange av områdene eksisterer det en betydelige mengder data (klima, nedbør, tidligere forskningsprosjekter etc) og mye av arbeidet har bestått av å samle dette.

Kapittel 2

Teori

2.1 Jordas sammensetning

Stoffet er hentet fra Bolt og Bruggenwert (1976).

Jord består av tre faser: fast, væske- og gassfase. Den faste fasen utgjør skjelettet til jorda og er en blanding av uorganisk og organisk materiale. Innenfor dette skjelettet er det et poresystem som deles av væske- og gassfasen.

2.1.1 Fast fase

Den faste fasen består av uorganiske og organiske komponenter. Mineraljord består i hovedsak av uorganisk materiale som er primær- og sekundærmaterialer. Primærmaterialer er dannet ved mekaniske forvitring av bergarter, mens sekundærmaterialer er utfellingsprodukter fra kjemiske forvitningsprosesser. De uorganiske komponentene kan deles opp i materialer med stor spesifikk overflate, og det er disse materialene som er viktigst ved adsorpsjon til jordoverflatene.

De organiske komponentene i jord stammer fra biomassen. De er dannet ved kjemisk og biologisk nedbrytning, hovedsakelig av plantematerialer. Det skilles mellom organisk materiale som er fullstendig nedbrutt og materiale som fortsatt værers preg av materialet det er dannet fra. Den delen som er fullstendig nedbrutt omtales som humus. Organisk jord, som histosol, består av nesten bare organisk materiale. Forholdet mellom karbon og nitrogen er høyt i lite nedbrutt organisk materiale og lavt i sterkt nedbrutt materiale (humus).

I Norden er mineraljorda i stor grad forvitret og er generelt sur. På grunn av det kalde klimaet og lav fuktighet skjer nedbrytningen av organisk materiale sakte.

2.1.2 Væskefase

Væskefasen i jord kalles jordvæske. Sammensetningen av jordvæsken avhenger av jordas sammensetning, men inneholder vanligvis ioner av Na, K, Mg, Ca, Al, Fe, Cl, F, NO₃, HCO₃ og SO₄. I tillegg kan den inneholde små mengder av andre ioner, avhengig av sammensetningen til den faste fasen og tørr- og våtdeposisjon. Organiske forbindelser som stammer fra nedbrytningen av det organiske materialet i jorda, finnes også i jordvæsken. Dette kalles for løst organisk materiale (DOM). Væskefasen er under stadig forandring, avhengig av nedbør, avrenning til grunnvann og overflatevann, og opptak til planter og til gassfasen.

2.1.3 Gassfase

Den delen av porevolumet i den faste fasen som ikke er fylt med væske, er fylt med gass. Dersom gassvolumet er mindre enn en tidel av det totale volumet, vil forbindelsen mellom de gassfylte porene være betydelige hindret. Er gassvolumet større enn dette, vil diffusjonen normalt være rask, og sammensetningen av gassen vil gå i retning av en sammensetning lik jordatmosfæren ved diffusjon. En annen prosess som påvirker gassens sammensetning, er forbruket av oksygen og dannelsen av karbondioksid av levende organismer i jorda. De to prosessene danner sammen en forholdsvis stabil tilstand hvor partialtrykket til karbondioksid (P_{CO_2}) øker nedover i jorda fra $P_{\text{CO}_2} = 3.5 \text{ atm}$ ved jordoverflaten til $P_{\text{CO}_2} = 1.5\text{-}2.5 \text{ atm}$ under rotsonen.

2.2 Kationbytte i jord

Stoffet er hentet fra Bolt og Bruggenwert (1976)

Både organisk materiale og mineralske partikler har evnen til å adsorbere kationer til overflaten. Grunnen til dette er at overflatene ofte er negativt ladet. En slik negativ overflateladning kan ha særlig to årsaker:

- Kationer i ionegitteret i mineralske partikler kan bli substituert med ioner av lavere valens (for eksempel substitusjon av Si⁴⁺ med Al³⁺), slik at overflaten av mineralpartiklene får underskudd av positiv ladning. En slik overflateladning er uavhengig av pH i jorda.
- Hydrolysereaksjoner på bruddflater i ionegittere og på overflaten av oksider, hydroksider og organisk materiale kan gi opphav til overflateladning. En slik ladning er pH-avhengig og er i de fleste tilfeller negativ på grunn av fjerning av H⁺-ioner, men kan også være positiv dersom pH er lav.

For å bevare ladningsnøytralitet, må det i en væske som er i kontakt med en ladet overflate være en overvekt av ioner med motsatt ladning (motjoner) nær denne overflaten. En slik overgang mellom en ladet overflate og en væske kalles et elektrisk dobbeltlag og det er i dette dobbeltlaget at kationbytte skjer.

Jordas evne til ionebytte kalles kantonbyttekapasitet (CEC). Dette er mengden kationer som blir byttet ut ved ekstraksjon med en sterk elektrolytt. Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^{+} og K^{+} betegnes i jordkjemien som basekationer og andelen basekationer av den totale CEC kalles basemetning (BS). På samme måte angir AIS aluminiums-metningen og HS andel H^{+} -ioner på ionebytteren.

2.3 Jordforsuring

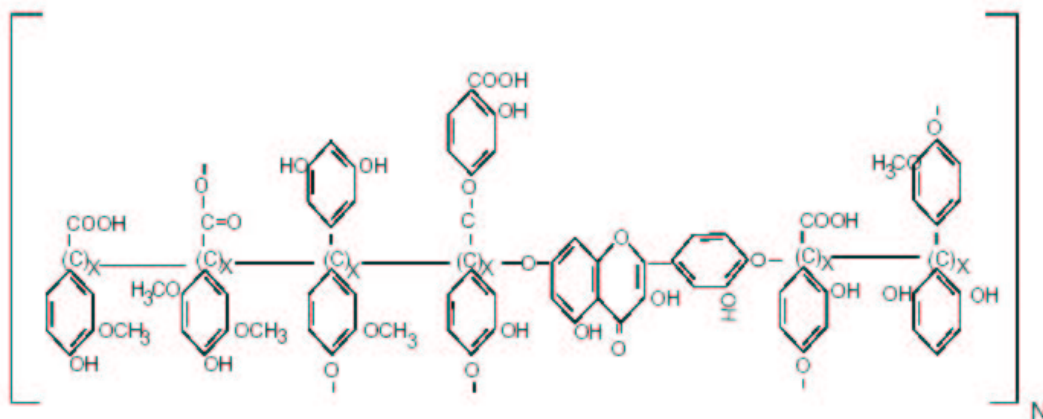
Stoffet er hentet fra Reuss og Johnson (1986).

Jordforsuring inntreffer når det er et netto tap av basekationer. Ved økt sulfat- og nitratkonsentrasjon i jordvæske og avrenning som følge av økt deposisjon, tilsier prinsippet om ladningsbalanse at konsentrasjonen av kationer i løsning må øke. Dersom anionene følges av H^{+} -ioner ut i avrenningen vil resultatet bli en vannforsuring, men dersom anionene istedet blir fulgt av basekationer kan dette resultere i jordforsuring. Dette avhenger imidlertid av om transporten ut av systemet er større enn tilførselen av basekationer gjennom forvitring og deposisjon.

Dersom jord blir utsatt for deposisjon av nitrat og/eller sulfat over lengre tid fører det til at BS synker til under 10-15%, vil det kunne føre til store endringer i jordvæskeskjemien. Frem til en så lav BS vil H^{+} ha vært buffret av kationene, men når BS blir lav vil andel H^{+} og aluminium i jordvæska øke kraftig. Systemet vil fortsatt ha evne til å buffre H^{+} , men på et høyere konsentrasjonsnivå enn tidligere. Forvitring av Al-mineraler og ionebytte med Al^{3+} fører til forbruk av H^{+} , men fører også til at mer Al^{3+} går i løsning.

2.4 Strukturer og egenskaper til NOM

Naturlig organisk materiale (NOM) er et komplekst materiale som har opprinnelse i nedbrutt plante- og dyremateriale. Fordi NOM ikke er klart definert, vil de forskjellige egenskapene bli vektlagt ulikt ut ifra hva som forsøkes forklart. Hovedbestanddelen av NOM er humus (80-95%), mens proteiner, karbohydrater og annet utgjør resten. Et tenkt eksempel på humus er vist i figur 2.1. NOM er makromolekyler med stor spredning i molekylvekt og molekylvektfordelingen endrer seg med pH. Kjernen består av tungt nedbrytbare aromatiske ringer fra dekomponert organiske materiale som lignin.



Figur 2.1: Eksempel på hvordan et humusmolekyl kan være bygd opp.

Fargen på NOM er brun-gul på grunn av konjugerte dobbeltbindinger. NOM oppfører seg som svake syrer og opptrer generelt negativt ladet ved naturlig pH. NOM har gode ionebytende og kompleksende egenskaper. Dette kan føre til mobilisering av tungmetaller, men også immobilisering dersom det skjer en fellingsreaksjon. Lipofil mobilisering av mikroforurensninger er også en egenskap ved NOM.

NOM er en viktig energikilde til mikroorganismer og har stor betydning for flukser av makronæringsstoffer som nitrogen og fosfor. NOM har også stor betydning for drikkevannskvaliteten, blant annet fordi NOM er grunnlaget for dannelsen av sterkt mutagene organiske klorforbindelser når denne typen vann desinfiseres med klor.

Kapittel 3

Metoder

3.1 Prøvetaking og behandling av prøver

I forbindelse med NOMiNiC-prosjektet ble det høsten 1999 og våren 2000 gjennomført feltturer til de fem prøvefeltene (se kapittel 4). På begge turene ble det samlet overflatevann, jordvæske, kronedrypp og nedbør. Analyser som krevde fersk prøve ble utført i felt. Der det var behov for konservering eller spesiell lagring, ble dette gjennomført i felt eller så snart prøvene var fraktet til laboratoriet. Alle prøver ble umiddelbart satt på kjølerom ved ankomst Universitetet i Oslo (UiO).

For å dekke spennet i kjemi og opprinnelse til jordvæske og overflatevann ble det valgt ett plott i podsol og ett i histosol i hvert felt. På grunn av ulike prosesser i podsol og histosol vil NOM sannsynligvis ha forskjellige egenskaper avhengig av opprinnelse.

Jordprøver fra podsolprofiler var allerede tatt fra en del av feltene, men der prøver manglet, ble de samlet inn våren 2000. Høsten 1999 ble jordprøver fra myrplottene, hvor lysimerterne var installert, samlet inn. Jordprøvene ble lagret kaldt inntil de ble lufttørket ved romtemperatur. Prøvene ble tørket i to uker under store papirark (for å unngå forurensning) på papptallerkener i avtrekkskap. De tørre prøvene ble siktet gjennom 2 mm sikt og lagret mørkt i små pappesker.

Ved begge feltturene ble det isolert organisk materiale fra overflatevann (bekk eller innsjø) i alle feltene. Denne prøvetakingen er beskrevet i avsnitt 3.4.1.

3.2 Jord

3.2.1 Tørrstoff

Prosent tørrstoff (w_{dm}) angir andelen tørr prøve i en jordprøve. Jordprøven varmes opp til 105 °C etter først å ha vært tørket ved romtemperatur.

Tørrstoffet ble beregnet i henhold til Krogstad (1992). Beregningen ble gjort ved hjelp av likning 3.1:

$$w_{dm} = \frac{m_3 - m_1}{m_2} \cdot 100\% \quad (3.1)$$

der

- m_1 er masse, i gram, av porselensskål,
- m_2 er masse, i gram, av romtørket jordprøve og
- m_3 er masse, i gram, av porselensskål med jordprøve etter seks timer i tørkeskap ved 105 °C.

Massene er målt ved romtemperatur og avkjøling ble gjort i eksikator.

ISO 11465 (ISO, 1993) tar også for seg tørrstoff. For å forhindre dekomponering av organisk materiale anbefaler ISO-standarden at jord med mer enn 10% organisk materiale bare blir varmet opp til 50 °C. Dette tar ikke Krogstad hensyn til og det ble heller ikke gjort under analysene.

En annen forskjell mellom ISO-standarden og Krogstad er mengden jordprøve som veies ut. ISO-standarden anbefaler at 10-15 g jord veies ut, mens Krogstad anbefaler 3-5 g. For å gjøre usikkerheten minst mulig lønner det seg å veie ut mest mulig jord. Graden av usikkerhet måtte veies opp mot den totale mengden jord og den rent praktiske gjennomføringen av analysen. ISO-standarden ble derfor ikke fulgt på dette punktet.

3.2.2 Glødetap

Glødetapet angir tilnærmet andel organisk materiale i en jordprøve. Ved oppvarming til 550 °C vil alt organisk materiale dekomponere og karbon, nitrogen og svovel fjernes fra den uorganiske delen. Metoden for analysen er hentet fra Norges landbrukshøgskole (Krogstad, 1992) og benytter samme prøve som under analysen av tørrstoffinnhold.

For å beregne glødetapet ble likning 3.2 benyttet:

$$\% \text{ organisk materiale} = \frac{m_3 - m_4}{m_3 - m_1} \cdot 100\% \quad (3.2)$$

der $m_{1,3}$ er de samme som i likning 3.1 og m_4 er masse, i gram, av avkjølt porselensskål med jordprøve etter tre timer gløding.

3.2.3 Jord-pH

Analysen ble gjort i henhold til ISO 10390 (ISO, 1994b). En volumdel jordprøve og fem volumdeler vann ble ristet i ristemaskin i 30 minutter og satt til henstand i seks timer før pH ble målt.

Instrumentet som ble benyttet var et *Orion Research Expandable ionAnalyzer, EA 9020* og *Sure-Flow Combination pH Electrode (Model 81-72)* glassmembranelektrode. Kalibrering ble gjort med buffer på pH 4.00 og 7.01. Årsaken til at en «Sure-Flow»-elektrode ble benyttet var at denne typen elektrode er tilpasset bruk i løsninger med partikler.

3.2.4 Total karbon og total nitrogen

En mortet jordprøve tørrforaskes ved 1050 °C under tilførsel av oksygen. Karbon og nitrogen går over til henholdsvis CO₂ og NO_x-gasser. CO₂ måles ved hjelp av infrarød (IR) detektor og N₂ måles med termisk ledningsevne etter reduksjon av NO_x-oksider og fjerning av CO₂ og vann (Bartels, 1996).

Analysen ble gjort ved Norges landbrukshøgskole på Ås, og de benyttet et *LECO CHN-1000*-instrument til analysen. Metoden som er beskrevet i Bartels (1996) er i henhold til ISO 10694 (ISO, 1995) (total karbon) og ISO 13878 (ISO, 1998) (total nitrogen).

Organisk karbon ble ikke analysert fordi alle feltene har et surt jordsmonn og uorganisk karbon er derfor i liten grad tilstede (ISO, 1995).

3.2.5 Effektiv kationbyttekapasitet

Effektiv kationbyttekapasitet (CEC_e) beskriver den evnen jorda har til å absorbere og bytte ut kationer. En jordprøve overmettes med en sterk saltløsning (ekstraksjonsløsning), og fører kationene som satt på ionebyttesetene over i løsning. Ionene i ekstraktet bestemmes ved hjelp av atomspektroskopi.

CEC_e benytter seg ikke av en bestemt pH på ekstraksjonsløsningen. Potensiell kationbyttekapasitet (CEC_p) gjør derimot dette og benytter ammoniumacetat som ekstraksjonsmiddel (pH 7). CEC_p er vanligst å benytte innenfor landbruk for å finne basemetning og dermed kunne anslå behov for kalking. Naturlig pH i skog og sterkt forvitret jord, slik det er i Norden, vil være langt lavere enn 7 og CEC_p vil fylle ledige seter med H⁺. CEC_e gir det beste bildet av de faktiske forholdene i slik jord og er derfor å foretrekke.

Konsentrasjon og type ekstraksjonsløsning som benyttes til bestemmelse av CEC_e er avhengig av type jordprøver og problemstilling. På Kjemisk institutt ved UiO benyttes bariumklorid i ekstraktet (Hendershot og Duquette, 1986), mens andre også

benytter strontiumklorid (Edmeades og Clinton, 1981), ammoniumnitrat (Stuanes et al., 1984), ammoniumklorid (Grove et al., 1982) eller en blanding av bariumklorid og ammoniumklorid (Gillman og Sumner, 1987). Prinsippet for analysen er likevel den samme og resultater ved bruk av de forskjellige ekstraksjonsløsningene er sammenlignet i en rekke sammenhenger (Amacher et al., 1990).

Metoden for analyse av CEC_e bygger på Hendershot og Duquette (1986) (heretter H&D-KI). Denne metoden er sammenlignbar med ISO 11260 (ISO, 1994a) og ISO 14254 (ISO, 2001). Hovedforskjellene mellom ISO-standardene og H&D-KI er:

- ISO 11260 ekstraherer jordprøven tre ganger, H&D-KI en gang.
- Utbyttbar aciditet blir titrert i ISO 14254 på ekstrakt fra ISO 11260. H&D-KI måler pH direkte i ekstraksjonsløsningen og bruker denne verdien til å finne konsentrasjon av H^+ . $Al(OH)_x$ og $Fe(OH)_x$ inngår i utbyttbar aciditet. Aluminium og jern blir målt på ICP/AAS i H&D-KI.
- Forholdet mellom utveid jordprøve og volum ekstraksjonsløsning er forskjellig. ISO 11260 benytter 2.5 g jord, mens H&D-KI benytter 4.5 eller 1.5 g avhengig av glødetapet. Begge metodene benytter samme ekstraksjonsvolum.

3.2.5.1 CEC_e – metode

Ekstraksjonen ble gjort slik den er beskrevet av Vogt og Mulder (2001). Utstyret som ble benyttet til pH-måling var det samme som i avsnitt 3.2.3. Fordi konsentrasjonen av kationene i ekstraktene skulle bestemmes på ICP-AES, ble cesiumklorid ($CsCl$) tilsatt. Bakgrunnen for dette er beskrevet i avsnitt 3.2.5.2.

Instrumentet som ble benyttet til analysen av ekstraktene var en *Varian VISTA Series ICP-AES* med aksiell¹ lesing. Standardene ble laget av en multielementløsning som inneholdt alle de aktuelle ionene (1000 ppm). For å gi standardene samme matrix som prøvene, ble de tilsatt samme forhold HNO_3 og $CsCl$ etter at de var fortynnet til riktig volum. Standardene dekket konsentrasjonsområdet 0-50 ppm for natrium, kalium, magnesium, mangan og jern, mens kalsium og aluminium også hadde en standard på 100 ppm. Standardene ble valgt på bakgrunn av forventede konsentrasjonsområder.

Den sterke saltkonsentrasjonen i ekstraksjonsløsningene førte til at ekstra hensyn måtte tas under utviklingen av metode på instrumentet. Fakkelen ligger horisontalt og i området hvor prøven føres inn kan det felles ut salt. Det samme var et problem i

¹Det er to vanlige metoder for lesing av plasma: aksiell og radiell. Veldig forenklet er aksiell lesing rett mot plasma, mens radiell er fra siden. Begge metoder har fordeler og ulemper og flere instrumenter kommer med både aksiell og radiell lesing.

forstøverkammeret. For å unngå utfelling av bariumklorid, ble det lagt inn ekstra lang vasketid mellom hver prøve. Øvrige innstillinger av instrumentet er gitt i tillegg A.

Uttrykk for beregning av CEC_e , basemetning og aluminiumsmetning er vist i tillegg B.1.

3.2.5.2 Lett ioniserbare grunnstoffer

Lett ioniserbare grunnstoffer er et potensielt problem ved bruk av induktiv koplet plasma atomemisjonspektroskopi (ICP-AES). Dette gjelder særlig grunnstoffer fra gruppe I og II i det periodiske system.

Under de ekstreme temperaturforholdene i plasmaet vil mange alkali- og jordalkalimetaller gå over på ionisk form. Dette vil føre til at det blir mange flere ioner og elektroner i likevekten mellom ionisert og atomær form. Ved lave konsentrasjoner vil disse grunnstoffene hovedsakelig være på ionisk form og konsentrasjonen vil tilsynelatende være lav. Dersom konsentrasjonen av et eller flere lett ioniserbare grunnstoffer øker, vil disse bidra til mengden ioner i plasma. Dette vil påvirke likevekten mellom atomær og ionisk form for grunnstoffer med liten endring i konsentrasjon. Konsentrasjonen av lett ioniserbare grunnstoffer blir derfor avhengig av andre lett ioniserbare grunnstoffers konsentrasjon.

For å unngå denne situasjonen kan for eksempel høy konsentrasjon av et lett ioniserbart grunnstoff, som ikke er analytt, benyttes som ionebuffer. Ionebufferen vil bidra med mange elektroner til «bassenget» av elektroner i plasmaet og variasjon i konsentrasjon av andre grunnstoffer vil ikke bidra til signifikant endring i dette «bassenget». Cesium (Cs) benyttes ofte som ionebuffer.

NS 4775 (NS, 1994) er en standard for flamme atomabsorpsjon med særlig hensyn på de lett ioniserbare grunnstoffene natrium og kalium. Standarden bruker 0.2 mL 0.75 M² CsCl til 10 mL prøve som er en konsentrasjon som ligger mye høyere enn for de grunnstoffene som skal analyseres.

3.3 Vann

3.3.1 pH og ledningsevne

pH ble analysert i felt med et *Orion Research model SA250* pH-meter og en *Orion Research model 81-02* glassmembranelektrode. En *Orion Research ATC Probe (917001)* ble også benyttet for å korrigere pH i forhold til temperatur. På laboratoriet ble en *Orion Research Expandable ionAnalyzer, EA 9020* benyttet med samme elektrode

²12.7 g CsCl fortynnet til 100 mL med ionebyttet vann.

som i felt. Begge instrumentene ble kalibrert med buffere på 4.00 og 7.01. Analysene ble gjort i henhold til ISO 10523 (ISO, 1994d).

Ledningsevne (ISO, 1985) ble målt med en *WTW LF91* ledningsevнемåler. Ledningsevнемåleren er ikke kalibrerbar.

3.3.2 Spektrofotometriske målinger

Organiske molekyler og ioner i løsning vil absorbere stråling på grunn av interaksjoner mellom fotoner og elektroner i eksiterbare tilstander.

Målinger ble gjort ved henholdsvis 254, 400 og 600 nm. Spektrofotometeret som ble benyttet var et *Shimadzu UV-1201* og kvartskyvetter med lysvei på 10 mm.

3.3.3 Anioner

Vannprøvene analysert for anioner på ionekromatograf (IC) (ISO, 1992a). En lav-kapasitet anionbytter brukes som stasjonær fase og mobilfasen er svake monobasiske og dibasiske syrer. Fluorid ble analysert med ioneselektiv elektrode (se avsnitt 3.3.4 og 3.5.3). Samtlige prøver ble filtrert gjennom *Maxi-Clean* IC-RP-patroner for å fjerne hydrofobt organisk materiale. Der det var et tilstrekkelig prøvevolum, ble en peristaltisk pumpe og en egen oppsats benyttet. Metoden er beskrevet i tillegg C.1. Prøver som hadde volum mindre enn 15 mL, ble manuelt presset gjennom en IC-RP-patron ved hjelp av sprøyte.

Mobilfasen bestod av 1.80 mM Na_2CO_3 og 1.70 mM NaHCO_3 . 50 μL hundre ganger konsentrert mobilfase ble tilsatt til 5 mL prøve etter at de var kjørt gjennom IC-RP-patronen. Dette ble gjort for at prøveløsningen skulle ha samme egenskaper som mobilfasen og dermed unngå vanndipp³ på kromatogrammet. Årsaken til at mobilfasen ble tilsatt etter at prøven hadde vært gjennom IC-RP-patronen, var at bikarbonat i mobilfasen ville overføre flere av de svake organiske syrene på ioneform. Syrene vil da være mindre hydrofobe og ikke bli holdt igjen i patronen.

Instrumentet som ble benyttet var en *Dionex DX-100 Ion Chromatograph* med ledningsevnedetektor. Kolonnene var *Dionex IonPac AG4A-SC* og *IonPac AS14*, supressorkolonnen var en *Dionex ASRS-I*. En *Gilson 221 XL Liquid Handler* ble benyttet som prøveveksler. Et *Dionex UI20 Universal Interface* sørget for kommunikasjon mellom IC og integrator (*PeakNet 5.11*).

³Prøvevannet har en annen ledningsevne enn mobilfasen og gir en karakteristisk «dipp» i kromatogrammet. Denne «dippen» sammenfaller med toppen til fluorid og den er derfor ikke ønskelig.

3.3.4 Total fluorid

Total fluorid ble analysert med ioneselektiv elektrode (ISO, 1992b). Analysen baserer seg på at når en fluorid ioneselektiv elektrode kommer i kontakt med en vannløsning som inneholder fluorid, vil det dannes en forskjell i potensial mellom elektroden og referanseelektroden. Forskjellen i potensial er proporsjonal med logaritmen til aktiviteten til fluorid.

Temperatur og ionestyrke kan influere på forskjellen i potensial og disse to parameterne må derfor være like under standardisering og måling. For å holde ionestyrken konstant ble TISAB (total ionic strength adjustor buffer) tilsatt standarder og prøver. Instrumentet som ble benyttet var et *Orion Model 370* voltmeter med en *Orion Ionplus Model 96-09BN* ioneselektiv elektrode.

3.3.5 Kationer

Konsentrasjonen av kationer kan bestemmes ved induktiv koplet plasma atomemisjonspektroskopi (ICP-AES). Prøven forstøves i et forstøverkammer og en del av aerosolen som dannes blir ført videre opp i fakkelen ved hjelp av en gasstrøm (argon). Ved hjelp av en induksjonscoil påsatt sterk radiofrekvens, blir gassen som passerer gjennom fakkelen ionisert og danner en plasma. Aerosolen som passerer plasmaet blir atomisert og atomene emitterer lys med ulike bølgelengder. Spekterne blir tatt opp ved hjelp av et spektrometer. Forskjellige korreksjoner for bakgrunn ble benyttet. Dette er avhengig av instrumentet

Analysen av alle kationene (utenom ammonium, avsnitt 3.3.6) og silisium ble gjort på ICP-AES (ISO, 1996). Instrumentet var det samme som ble benyttet til analysen av CEC_e i avsnitt 3.2.5.

19.95 g prøve ble veid ut. Dette tilsvarer 20.0 mL prøve ved romtemperatur og tetthet på vann lik 0.9971. Til prøvene ble det tilsatt 0.40 mL CsCl (se avsnitt 3.2.5.2 på side 26) og 0.20 mL 68% salpetersyre. Etter tre timers henstand ble 3-4 mL prøve filtrert gjennom en 0.45 μm filterpatron. Filteret ble vasket med 15 mL ionebyttet vann mellom hver prøve og ble byttet etter 15 prøver eller når det fikk en brunaktig farge.

Standardene ble laget av en ferdig multikomponent løsning med konsentrasjon på 1000 ppm for de aktuelle ionene. Det ble brukt fire standarder i området 0-10 ppm og alle ble tilsatt CsCl og salpetersyre i samme forhold som prøvene. Instrumentet ble stilt inn til å måle tre ganger på hver prøve og gi gjennomsnittsverdien som resultat. Øvrige innstillinger av instrumentet er nærmere beskrevet i tillegg A.

3.3.6 Ammonium

Prøvene som ble tatt våren 2000 ble konserverert med 400 μL konsentrert metansulfonsyre (MSA), men skulle vært konserverert med 1.0 M MSA. Den høye konsentrasjonen av MSA gjorde at prøvene ikke kunne kjøres på kation-IC. Det ble ikke konserverert prøver til ammoniumsanalyse høsten 1999.

Fotometrisk analyse er et alternativ til IC og prøvene ble analysert i henhold til ISO 7150-1 (ISO, 1984). Ammonium danner en blå forbindelse med salisylat- og hypoklorittioner under tilstedeværelse av natriumnitroprussiat. Denne forbindelsen måles på spektrofotometer ved 655 nm.

Prøvene som hadde vært konserverert i felt, fikk en pH nær 6 etter tilsetning av fargereagensene. For å oppnå ønsket pH på 12.6 ble 6 M NaOH tilsatt dråpevis. Det ble også analysert noen prøver fra samme råmateriale som de konserverte prøvene, men de ble ikke tilsatt MSA. Dette ble gjort for å få en indikasjon på innholdet av ammonium i prøven, og hvorvidt de konserverte prøvene ville være brukbare.

3.3.7 Alkalinitet

Alkalinitet er den kvantitative kapasiteten en vannløsning har til å reagere med H^+ til pH 4.5.

Under feltturene våren 2000 ble det tatt av 60-100 mL vann for analyse av alkalinitet. Prøvene ble lagret på glassflasker og fylt opp slik at de inneholdt så lite luft som mulig. Dette ble gjort for at minst mulig CO_2 skulle lekke ut av prøven. Prøver med mye volum og pH høyere enn 5 ble tatt av til denne analysen. Analysen ble gjort i henhold til ISO 9963-1 (ISO, 1994c) og ved hjelp av Grans titrering (Stumm og Morgan, 1995).

3.3.7.1 Total alkalinitet

ISO-standardmetoden for bestemmelse av alkalinitet er operasjonelt definert og inneholder to mulige fremgangsmåter. Potensiometrisk titrering ble valgt fremfor titrering med indikator, fordi dataene fra den potensiometriske titreringen også kunne bli benyttet til å generere Grans plott.

En *Metrohm 716 DMS Titrino* autotitrator med modell 6.0232.100 elektrode ble benyttet til titreringene.

Alle prøvene hadde pH lavere enn 8.3 og derfor var bare total alkalinitet aktuell å bestemme (ISO, 1994c). Total alkalinitet (A_T) bestemmes ved å finne volumet syre med kjent konsentrasjon som må tilsettes prøven for at pH skal bli 4.5. A_T , i mM,

ble beregnet ved hjelp av likning 3.3:

$$A_T = \frac{c(\text{HCl}) \cdot V_a \cdot 1000}{V_p} \quad (3.3)$$

der

- $c(\text{HCl})$ er den reelle konsentrasjonen, i molar, av syra,
- V_a er volumet, i mL, av syre tilsatt for å nå en pH på 4.5,
- V_p er volumet, i mL, av prøven.

En ferdiglaget 0.01 M HCl løsning ble benyttet til forsøket. Den reelle konsentrasjonen ble bestemt ved å titrere 5 mL karbonatløsning fortynnet med 75 mL ionebyttet vann (ISO, 1994c). 80 mL ionebyttet vann ble benyttet som blank. Løsningen med natriumkarbonat og blank ble begge titrert tre ganger for å redusere tilfeldige feil.

ISO-standarden tar ikke hensyn til ekvivalentene H^+ som skal til for å endre pH fra utgangs-pH til 4.5. For å gjøre dette må et korreksjonsledd legges til likning 3.3:

$$A_{Tp} = A_T - ((\{H^+\}_{4.5} + \{H^+\}_{start}) \cdot 1000) \quad (3.4)$$

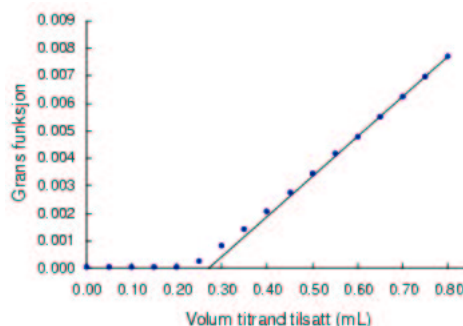
3.3.7.2 Grans plott

Grans plott baserer seg på at etter det punktet hvor alle svake syrer er protonisert, vil konsentrasjonen av H^+ øke lineært med mengden H^+ tilsatt. Volum HCl tilsatt plottes mot Grans funksjon (Gran, 1952; Stumm og Morgan, 1995):

$$F = (V + V_0) \cdot 10^{-pH} \quad (3.5)$$

hvor V er volum syre tilsatt, og V_0 er det opprinnelige volumet av prøven. Ved ekstrapolering bakover fra den lineære del av kurven finner man ekvivalenspunktet. Et eksempel på et slikt plott er vist i figur 3.1. Appelo og Postma (1999: s. 95-96) oppgir tre fordeler ved å bruke denne metoden:

1. ekvivalenspunktet trenger ikke å bli bestemt nøyaktig under titreringen;
2. ekvivalenspunktet blir bestemt ved hjelp av lineær regresjon på flere punkter;
3. feil i kalibreringen av pH-meteret er ikke viktig fordi det bare er endring i $[\text{H}^+]$ som blir benyttet.



Figur 3.1: Eksempel på Grans plott.

Data til plottene ble generert under titrering for total alkalinitet.⁴ Bare den lineære delen av kurven (figur 3.1) ble benyttet for å bestemme ekvivalenspunktet. Hvor lineariteten starter kan være vanskelig å bestemme, og det er ikke trivielt å bestemme hvor mange punkter som skal benyttes til en lineær regresjon. Resultatene ble basert på de fire siste punktene fra titreringen såfremt R^2 var bedre enn 0.999. pH endret seg fra cirka 3.9 til 3.5 i løpet av disse fire punktene. Dersom dette ikke var tilfelle ble lineariteten gransket nærmere og ett til to punkter ble lagt til.

3.3.8 Organisk ladning

Organiske anioner kan ikke måles direkte, men må kalkuleres ut fra beregnede/målte parametre. I prøver hvor alkalinitet er målt, kan denne, pH og spesierte aluminiumsformer benyttes. For flertallet av prøvene er ikke alkaliniteten tilgjengelig og da kan ulike modeller benyttes for å gi de nødvendige parameterne til beregning av organisk ladning:

- ALCHEMI 2- og 3-protisk modell (Schecher og Driscoll, 1987),
- DOM-fraksjon modell (Kortelainen, 1993) og
- pH-avhengig pK_a modell (Oliver et al., 1983).

ALCHEMI 2- og 3-protisk modell baserer seg på kjemiske likevekter (protolyse og kompleksring) mellom H^+ , aluminium og organisk materiale. Likevektskonstantene er empirisk bestemte og forskjellen på de to modellene er antallet protolysetrinn til det organiske materialet.

Kortelainen (1993) analyserte vann fra et stort antall finske innsjøer. Ved hjelp av multiplert lineær regresjon ble de forskjellige parameterne, som ble bestemt, benyttet

⁴Titreringene ble kjørt til pH 3.5 isteden for 4.5 under analysen for total alkalinitet for å gi tilstrekkelig tallmateriale.

for å modellere organisk ladning. Den beste modellen oppnådde Kortelainen ved bruk av de hydrofobe og hydrofile NOM-fraksjonene. Det var bare deler av NOMiNiC-prosjektets innsamlede vannprøvene som ble fraksjonert. Denne modellen har derfor begrenset nytteverdi.

Oliver et al. (1983) kom fram til en empirisk pH-avhengig formel for pK_a (likning 3.6) og fra denne kan organisk ladning beregnes (likning 3.7).

$$pK_a = f(pH) = 0.96 + 0.90pH - 0.039(pH)^2 \quad (3.6)$$

$$\sum [L_i] = C_L \left[\frac{10^{-f(pH)}}{10^{-f(pH)} + 10^{-pH}} \right] \quad (3.7)$$

En alternativ modell, som ikke har vært sett på i denne oppgaven, er WHAM (Windermere Humic Aqueous Model) (Tipping, 1994). WHAM er en kjemisk likevektsmodell spesielt for organisk materiale.

3.4 RO-isolater

3.4.1 Isolering av NOM

Isoleringen av NOM er i denne oppgaven basert på omvendt osmose («Reverse Osmosis») (RO). Vann ble sugd opp fra et reservoar og kjørt gjennom en kationbytter, som byttet alle kationene ut med natrium. Dette ble gjort for å unngå utfelling av tungt løselige salter som CaSO_4 og CaCO_3 (Gjessing et al., 1999). Vannet passerte en pumpe som økte trykket til cirka 250 psi og gikk deretter gjennom RO-membranene. Porene i membranene var cirka 150 Å (15 nm). Vannet som hadde passert porene, inneholdt veldig lite løst materiale (høyeste konsentrasjon var 1.6 mg C/L) og ioner (ledningsevne 0.22-0.42 mS/m). Dette vannet ble kastet. Løsningen som ble holdt igjen av membranene, ble resirkulert i reservoaret. Vannprøve ble tilført reservoaret slik at volumet var så godt som konstant. Mengden vann som ble pumpet gjennom systemet var avhengig av mengden løst organisk karbon (DOC), men stort sett lå volumet rundt 800-1000 L. Dette vannet ble konsentrert opp til cirka 20 L løsning. Denne løsningen ble filtrert gjennom et 0.45 µm filter ved laboratoriet. Den filtrerte løsningen ble videre oppkonsentrert i en stor rotavapor til volumet var cirka 5 L og avslutningsvis frysetørket.

3.4.2 Tetthet

Tettheten til RO-isolatene ble funnet ved å veie ut cirka 100 mg isolat i en 10 mL målesylinder. Målesylinderen ble banket lett slik at isolatet fikk satt seg. Dette gir

et visst rom for individuelt skjønn, men burde gjenspeile forskjellene i tetthet på en bra måte. Repeterbarheten ved denne metoden er god, men reproducerbarheten vil være dårlig.

3.4.3 Tørrstoff og glødetap

Tørrstoff og glødetapet ble funnet på samme måte som i henholdsvis avsnitt 3.2.1 og 3.2.2, men med 14-23 mg lufttørket isolat.

3.4.4 Løselighet i oktanol

Stoffer som har høyere løselighet i oktanol enn i vann (hydrofobe forbindelser) vil akkumuleres i fettvev (Smith, 1999). Forholdet mellom absorbens ved 254 nm i oktanol og vann etter at vannprøver med DOC er ristet med oktanol sier noe om prøvens evne til å bli tatt opp i fettvev (K_{ow}).

Resultatene for denne analysen skulle sammenlignes med det som var gjort i «The NOM-typing project» (Gjessing et al., 1999) og samme metode ble derfor valgt. Løsninger med 10 mg organisk materiale per liter ble laget i Milli-Q-vann og tre paralleller ble pH-justert til henholdsvis pH 1, 2 og 3. 15 mL løsning ble tilsatt 5 mL oktanol og ristet i 150 minutter ved 170 bevegelser/min.

De to forskjellige fasene ble målt ved 254 nm med samme instrument som i avsnitt 3.3.2. Resultatet ble gitt som gjennomsnittet av forholdet mellom absorbens i oktanol og vann i de tre løsningene med forskjellig pH.

3.4.5 Analyser på vannløst RO-isolat

RO-isolatene ble oppløst i Milli-Q-vann slik at TOC-konsentrasjonen ble lik den opprinnelige prøven. I denne løsningen ble ledningsevne, pH og optiske egenskaper målt og hovedioner analysert. Metodene som ble benyttet var de samme som beskrevet i avsnitt 3.3.

3.5 Usikkerhet og datakvalitet

Alle kjemiske analyser er forbundet med usikkerheter. Det er derfor viktig å vite om signalene som tolkes er signifikante i forhold til disse usikkerhetene. Det ble derfor benyttet interkalibreringsløsninger/husstandarder og jordstandard der dette var tilgjengelig.

3.5.1 CEC

Prosedyren for ekstraksjonen av utbyttbare kationer er omfattende og det er mange ledd som kan bidra med usikkerhet. På grunn av dette ble det tatt tre replikater av hver prøve. Det ble også tatt tre replikater av en intern jordstandard og avviket var innenfor ett standardavvik.⁵

Relativt standardavvik mellom de tre replikatene lå under 6% for de aller fleste prøvene (13 av 17). De resterende prøvene hadde relative standardavvik jevnt fordelt opp mot det høyeste på 27%. Disse fire prøvene kommer fra Svartberget og hadde alle lave verdier for CEC_e . Det ser ut til å være et replikat som trakk opp standardavviket i hvert tilfelle, se tabell 3.1. Fordi det bare er tre replikater er det ikke mulig å avgjøre om dette dreier seg om «uteliggere».

Tabell 3.1: Datakvalitet CEC. Alle prøvene kommer fra Svartberget.

Horisont	første replikat	andre replikat	tredje replikat	Stdav (mmol _c /kg)	Rel.stdav (%)
A	26	29	42	9	27
Ea	11	11	8.9	1.1	11
E/B	21	22	18	2	8
Cu	3.0	2.0	3.0	0.5	20

Tørking av jord påvirker sammensetningen og særlig organisk materiale kan bli fragmentert. Dette kan medføre økning i mengde tilgjengelig kationer og gi høyere CEC_e (Meyer og Arp, 1994). Tiden jordprøven er i kontakt med ekstraksjonsløsningen kan også ha betydning for hvor mange kationer som blir byttet ut (Rasmussen et al., 1991). På grunn av begrenset plass i sentrifugen ble noen prøver stående opp til en halv time etter at ristingen var ferdig.

Den største usikkerheten ligger likevel mest sannsynlig i prøveuttaket. Dersom partikkelstørrelsen i de utveide replikatene ikke er representative for prøvesammensetningen vil resultatet kunne bli påvirket, fordi de minste partiklene (leire og organisk materiale) har større overflate per vektenhet og har dermed flest seter for kationer. Dette problemet ble forsøkt unngått ved å fordele den tørre prøven utover en papptallerken og blande denne slik at den var mest mulig homogen før prøvetaking fant sted.

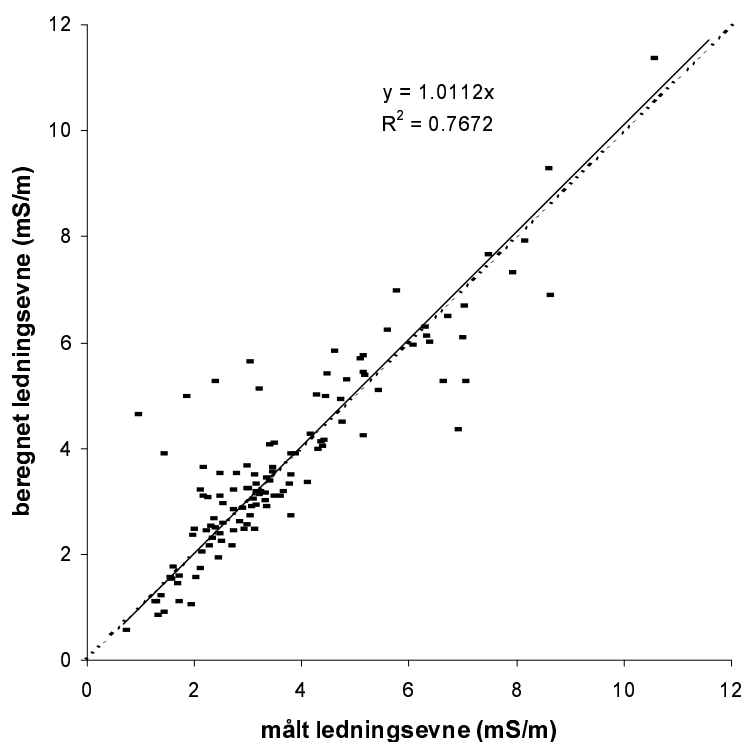
Alle momentene som er nevnt ovenfor kan bidra til den totale usikkerheten for analysen av CEC_e . De fleste av dem er også relevante for de øvrige jordanalysene. Fordi dataene fra disse analysene skal benyttes til å sammenligne flere prøvefelter med meget ulik jordkjemi, vil mindre avvik ikke være avgjørende.

⁵Basert på ni tidligere analyser.

3.5.2 Ledningsevne

Ledningsevнемåleren ble kontrollert mot en referanseløsning med ledningsevne på 100 mS/m og 1167 mS/m. Avviket fra referanseløsningen var henholdsvis -0.3 og 9% . Prøvene som ble målt i felt og på laboratoriet har verdier under 12 mS/m.

Ved hjelp av ionestyrken og konsentrasjon av H^+ , aluminium, sulfat og klorid fra spesieringen i ALCHEMI kan aktivitetene (basert på Debye-Hückle), og deretter teoretisk ledningsevne, beregnes. Målt og beregnet ledningsevne er plottet i figur 3.2. Regresjonslinjen er tvunget gjennom origo og er en veldig god tilnærming til 1:1-linjen. Kvaliteten på dataene ser ut til å være veldig bra.



Figur 3.2: Målt og beregnet ledningsevne plottet mot hverandre. Den stiplede linjen er 1:1.

3.5.3 Anioner

Under analysen av anioner på IC ble to interkalibreringsløsninger (Tobiassen, 2003: IK4 og IK5) kjørt sammen med prøvene. Disse løsningene har vært analysert ved Norsk institutt for vannforskning (NIVA)⁶ og resultatene derfra er benyttet som

⁶NIVAs kjemiske lab er akkreditert og deltar i interkalibreringer/ringtester.

referanseverdi. Resultatene for disse løsningene er gitt i tabell 3.2. Sulfat er ikke tatt med i IK5 fordi verdien ligger langt over nivået på prøvene, og var dermed avhengig av kjøring på et annet oppsett på instrumentet.

Det var vanskelig å få rene topper for fluorid for en del prøver. Dette skyldes mest sannsynlig at hydrofile organiske syrer med lav molekylvekt, som ikke ble fjernet av IC-RP-patronen, ble eluert ut sammen med fluorid. Prøver som på kromatogrammet fra ICen så ut til å ha fluorid i seg, ble derfor analysert på nytt med ioneselektiv elektrode (avsnitt 3.3.4).

Tabell 3.2: Resultater for interkalibreringsløsninger etter analyse på anion IC. Alle konsentrasjoner er i $\mu\text{mol}_c/\text{L}$.

Ion	IK4			IK5	
	Cl^-	NO_3^-	SO_4^{2-}	Cl^-	NO_3^-
Gj.kons.	62.9	89.5	641	299	154
Stdav	2.9	3.8	14.7	16.1	7.0
Antall	12	11	4	11	15
NIVA	64.9	95.0	624.6	307	153
% avvik	-3.0	-5.8	2.7	-2.7	0.5

3.5.4 Kationer

Ved analyse av kationer på ICP-AES ble de samme interkalibreringsløsningene som for anion IC benyttet. Naturlige vannprøver vil være beheftet med en del usikkerheter og feil på mindre enn 5% i presisjonen i analysen er akseptabelt. Tabell 3.3 viser at det bare er kalium i IK5 som avviker mer enn 5%. Årsaken til det store avviket for kalium i den ene interkalibreringsløsningen er ikke klar. Dette vil det bli tatt hensyn til under diskusjonen av resultatene.

Tabell 3.3: Resultater for interkalibreringsløsninger etter analyse på ICP-AES. Konsentrasjonene er i $\mu\text{mol}_c/\text{L}$.

Ion	Al^{3+}	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^+	K^+
IK4	105.0	354.7	49.7	53.7	15.7
Stdav	2.8	1.7	0.2	0.5	0.5
NIVA	101.2	363.3	51.8	53.5	15.1
% avvik	3.7	-2.4	-4.2	0.4	4.3
IK5	374.6	726.8	116.4	166.7	45.9
Stdav	3.0	5.7	1.0	0.9	0.4
NIVA	362.5	728.6	122.6	170.9	38.4
% avvik	3.4	-0.3	-5.0	-2.5	19.6

3.5.4.1 Ammonium

Vannprøvene som ble analysert for ammonium hadde vært lagret i et år før analysen ble gjennomført. Dette var ikke gunstig og kan ha påvirket resultatene. Det var fem til ti ganger mindre ammonium i prøvene som var konserverte med MSA enn prøvene som ikke var konserverte. Nedbryting av organisk materiale kan være en av årsakene til den store forskjellen. Det er imidlertid vanskelig å si hvordan den høye MSA-konsentrasjoner har påvirket prøvene. Resultatene av analysen ble derfor ansett som pekepinn på innhold av ammonium og vektlegges lite.

3.5.5 Alkalinitet

Organiske syrer med pK_a -verdier i området 2-6 vil kunne bidra til alkaliniteten (Masini, 1994). Prøver med høyt TOC-innhold gav mindre lineært område i Grans plott enn prøver med lav TOC. Prøvene som ble analysert for alkalinitet hadde vært lagret i over et halvt år før analysen ble gjennomført. Selv om prøvene var lagret slik at tilgang på luft skulle være minimal, kan likevektene ha endret seg.

3.5.6 Ionebalanse

Gjennomsnittlig avvik i ionebalansen ble beregnet ved følgende likning:

$$\text{Gjennomsnittlig avvik} = \frac{\sum (A^- - AD)^2}{\sqrt{\text{Antall prøver}}}, \quad (3.8)$$

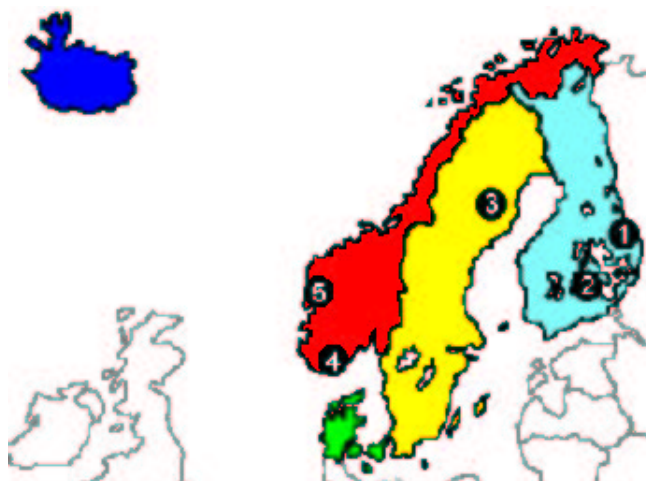
der A^- er organiske anioner og AD er differanse mellom kationer og anioner. Modellen til Oliver gav best tilnærming (68.6), etterfulgt av Kortelainen (69.1), ALCHEMI 2-protisk (71.3) og ALCHEMI 3-protisk (77.5) (Vogt et al., 2001).

Kapittel 4

Feltbeskrivelse

I NOMiNiC-prosjektet inngår det fem prøvefelter. Feltene ble valgt slik at opphavs- materialet for dannelsen av NOM skulle være så likt som mulig, men med gradienter innen klima og antropogen deposisjon. Det var også viktig at det var etablerte felter hvor det eksisterte data fra tidligere prosjekter/overvåking. Feltenes plassering er gitt i figur 4.1. Navn¹ og geografisk plassering er gitt i tabell 4.1.

I alle feltene ble det valgt ut ett plott i podsol² og ett plott i myr. Tidligere studier har vist at det meste av spennet i egenskaper til DOM innen et felt finnes mellom podsol og myr (Vogt et al., 1994).



Figur 4.1: Plassering av feltene i NOMiNiC-prosjektet. Nummer og tilhørende felt-navn er gitt i tabell 4.1.

¹Skjervatjern skrives egentlig Skjervetjørna. Da Skjervatjern har vært benyttet gjennom hele prosjektet, og i tidligere artikler, beholdes skrivemåten i oppgaven.

²Benevnt som mineraljord i figurene.

Tabell 4.1: Navn og geografisk plassering av prøvefeltene.

Nr	Land	Navn	Forkortelse	Plassering
1	Finland	Hietajärvi	Hiet	63° 10' N, 30° 43' E
2	Finland	Valkea-Kotinen	Val-Kot	61° 14' N, 25° 04' E
3	Sverige	Svartberget	Svartb	64° 14' N, 19° 46' E
4	Norge	Birkenes	Birk	58° 23' N, 08° 14' E
5	Norge	Skjervatjern	Skjerv	61° 26' N, 06° 02' E

4.1 Klima

Alle feltene ligger i den borale klimasonen, selv om de to norske feltene grenser mot et mer marint klima. Den borale klimasonen blir også kalt den subpolare klimasonen. Denne klimasonen kjennetegnes av korte sommermåneder, lange og kjølige vintermåneder og store forskjeller mellom sommer- og vintertemperatur. Årlig nedbør er ofte relativt lav og her skiller de to norske feltene seg ut med langt mer nedbør.

Det er ganske stor variasjon i de klimatiske forholdene mellom feltene. De viktigste klimatiske dataene er gitt i tabell 4.2.³ Det er en markant økning i mengden nedbør fra øst mot vest (felt 1 → 5). Det samme gjelder lengden på vekstsesongen (dager med gjennomsnittstemperatur over 5 °C). Svartberget har imidlertid lavest middeltemperatur av alle feltene. Dette kommer av kalde vintre.

Kart over gjennomsnittlig nedbør i Norden (Tveito et al., 1997) er gitt i tillegg D, figur D.1 på side 110. Her kommer forskjellen i nedbør mellom feltene tydelig frem. Kart over Norden med gjennomsnittstemperatur for hele året, januar og juli måned (Tveito et al., 2000) er gitt i figurene D.2, D.3 og D.4. Figur D.5 på side 114 viser vekstsesongen i Norden (Tveito et al., 2001). For vekstsesongen er det verdt å merke seg at det ikke er helt samsvar mellom kartet og verdiene i tabell 4.2 for de to finske feltene. Disse to feltene har i Bergström et al. (1995) kortere vekstsesong enn kartet skulle tilsi, men lokale forskjeller vil sannsynligvis kunne være gjeldende.

4.2 Morfologi

Morfologiske data er gitt i tabell 4.3. Størrelsen på det minste feltet er litt over 6 ha, mens det største er 464 ha. De andre feltene er mellom 30-50 ha i størrelse. Feltene ligger mellom 135 og 235 m over havet (laveste punkt). Høydeforskjellen i feltene spenner fra 33 til 120 m. Alle feltene ligger over marin grense, med unntak av Svartberget hvor den marine grensen går midt i feltet (se avsnitt 4.5.3.4).

³Dataene stammer fra 1990-tallet. Både nedbør og avrenning kan være vanskelig å måle og dette fører til at verdiene kan være beheftet med en del usikkerheter. Evapotraspirasjonen er beregnet ut fra differanse mellom nedbør og avrenning og blir derfor enda mer usikker. Usikkerhetene til tross gir verdiene et godt bilde av forskjellen mellom feltene.

Tabell 4.2: Årlige klimatiske data for feltene (Bergström et al., 1995; Bishop et al., 1995; Lee et al., 1995b; Kvindesland et al., 1994; Vogt, 1989; Hufthammer, 1994). I/T er forkortelse for «ikke tilgjengelig».

Felt	Nedbør mm	Temp. C	Avrenning mm	Evapotr. mm	Vekstses. dager
Hiet	592	2.0	416	176	102
Val-Kot	618	3.1	186	432	112
Svartb	720	0.0	325	395	153
Birk	1500	6.6	1200	300	174
Skjerv	2500	5.4	I/T	I/T	180

Svartberget og Birkenes har ikke innsjø, men alle feltene bortsett fra Valkea-Kotinen har minst en bekk hvor overflatevann kunne prøvetas. I Valkea-Kotinen var utløpsbekken tørr ved tidspunktet for feltarbeidet, derfor ble overflatevann prøvetatt direkte fra innsjøen. I Hietajärvi er det to innsjøer, men den minste er svært liten i forhold til den store. Størrelsen på den minste er ikke oppgitt i Bergström et al. (1995). Størrelsen på innsjøene det er prøvetatt fra er gitt i tabell 4.4. Innsjøene er dimiktiske (har to omrøringer årlig).

Tabell 4.3: Morfologiske data (Bergström et al., 1995; Grip og Bishop, 1990; Vogt, 1989; Gjessing, 1992; Hufthammer, 1994).

Felt	Areal ha	Laveste pkt. m.o.h.	Høyeste pkt. m.o.h.	Innsjøer antall
Hietajärvi	464	165	214	2
Valkea-Kotinen	30.0	150	190	1
Svartberget	49.6	235	310	0
Birkenes	41.6	190	310	0
Skjervatjern	6.2	136	169	1

Tabell 4.4: Data for innsjøene som det ble prøvetatt fra (Bergström et al., 1995; Gjessing, 1992).

Felt	Areal ha	Dybde		Volum 10^6 m^3	Ret. tid år
		maks (m)	gj. (m)		
Hietajärvi	83	8.8	3.6	2.90	1.5
Valkea-Kotinen	3.6	6.5	3.0	0.08	1.4
Skjervatjern	1.5	10.4	4.2	0.06	0.4

4.3 Biotoper

Hietajärvi skiller seg noe ut fra de andre feltene fordi det er stort og har omtrent like mye skog og myrjord og en stor innsjø. I de andre feltene er skog den dominante biotopen (se tabell 4.5). Skogen i feltene består hovedsakelig av furu (*Pinus sylvestris*) og gran (*Picea abies*). Hietajärvi har mye av begge deler, mens Valkea-Kotinen, Svartberget og Birkenes er dominert av gran og Skjervatjern er dominert av furu.

Tabell 4.5: Biotoper (Bergström et al., 1995; Lee et al., 1995b; Kvindesland et al., 1994; Røren, 1993). Alle størrelser er i hektar (ha). Andel av totalen (%) er gitt i parentes. «Skog» inkluderer også naturlandskap som ikke er myr. I Hietajärvi er 9 ha (2%) av arealet definert som «annet» i Bergström et al. (1995).

Felt	Skog	Myr	Overflatevann
Hietajärvi	182 (39)	162 (35)	114 (24)
Valkea-Kotinen	21 (67)	7 (22)	3.6 (11)
Svartberget	39 (78)	11 (22)	0 (0)
Birkenes	36 (88)	5 (12)	0 (0)
Skjervatjern	3.4 (54)	1.4 (22)	1.5 (24)

Jorddekket i feltene er dominert av podsol og histosol, med unntak av Birkenes som har mye tynn jord⁴ og en del åpen berggrunn. Skjervatjern har også relativt mye tynn jord. I Hietajärvi er det dype sandavsetninger. Tabell 4.6 viser jorddekket for feltene.

Tabell 4.6: Jorddekke (Bergström et al., 1995; Lee et al., 1995b; Kvindesland et al., 1994; Hufthammer, 1994). Alle størrelser i hektar (ha).

Felt	Berggrunn	Podsol	Histosol	Tynn jord
Hietajärvi	0	182	161	9
Valkea-Kotinen	0	19.4	6.5	0.5
Svartberget	0.3	39.7	8.0	1.5
Birkenes	3.6	9.7	5.2	23.1
Skjervatjern	0.1	0.8	2.1	2.0

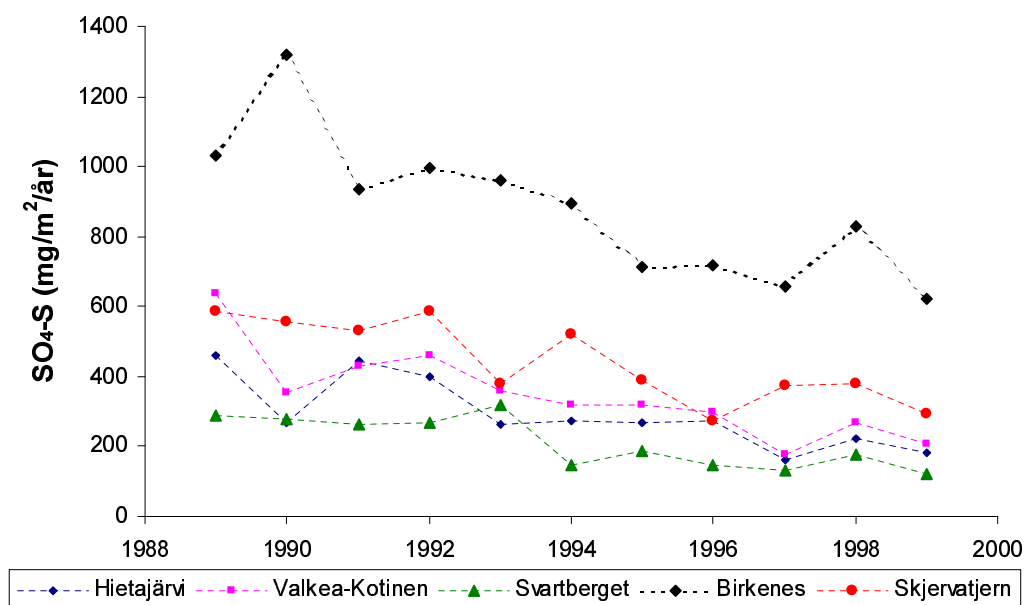
4.4 Deposisjon

Birkenes har størst deposisjon av svovel. Alle feltene viser en nedadgående trend i våtdeposisjonen av SO₄ i perioden 1989-99, noe som kommer tydelig frem i figur 4.2. For feltene med data lengre tilbake enn 1989 er samme trend tydelig helt tilbake til starten av 1980-tallet.

⁴Tynn jord er en mellomgruppe mellom myr og podsol. Ofte har jorden myrkonsistens, men er ikke dypere enn cirka 25 cm (Fjeldal, 1992).

Feltene er svært forskjellige med hensyn på nedbør. Dette er med på å bidra til forskjeller i deposisjon. De norske feltene ligger nær kysten og blir derfor påvirket av sjøsalter. Det vil alltid være noe sulfat og nitrogen i lufta og gi en «bakgrunn» til antropogene utslipp og sjøsalter. Svartberget er et felt hvor denne «bakgrunnen» sannsynligvis er det største bidraget til deposisjon.

Data for tørrdeposisjon av svovel og deposisjon av nitrogen er ikke tilgjengelig for alle feltene. Dette gjør dem derfor vanskelig å sammenligne i tall.



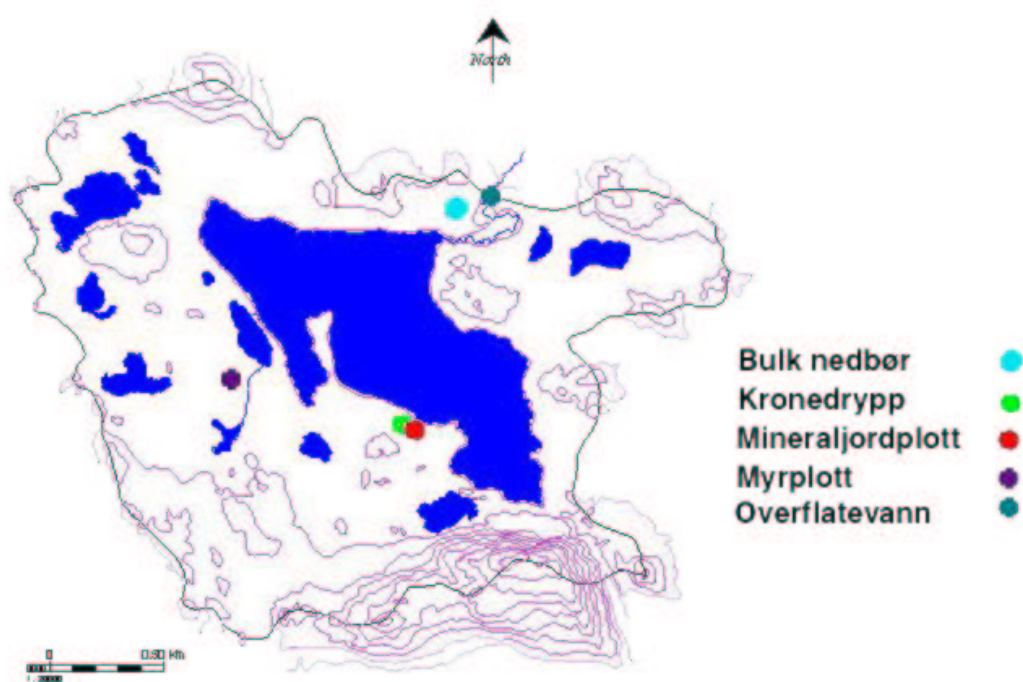
Figur 4.2: SO₄-våtdeposisjon i feltene i perioden 1989 til 1999. Sjøsalter er ikke inkludert.

4.5 Feltene

4.5.1 Hietajärvi

Så fremt ikke annet er angitt er informasjonen hentet fra Bergström et al. (1995).

Hietajärvi er det nordligste av de to finske feltene og er en del av Patvinsuo nasjonalpark. Feltet er et prøvelfelt i «the International Co-operative Programme on Integrated Monitoring of Air Pollution Effects on Ecosystems» (ICP-IM). De første prøvene fra nedbør og innsjøene ble tatt i 1987. Stedene for prøvetaking i feltet er markert i figur 4.3.



Figur 4.3: Oversikt over hvor nedbør, kronedrypp, jordvæske og overflatevann ble prøvetatt i Hietajärvi.

4.5.1.1 Klima

Det faller lite nedbør i dette området og det som kommer er stort sett i form av snø. Gjennomsnittlig nedbør og temperatur er henholdsvis 592 mm og 2.0 °C. Gjennomsnittlig temperatur i januar og juli er henholdsvis -12.1 °C og 15.8 °C. Feltet er dekket med snø i 180 dager og vekstsesongen er på 102 dager.

4.5.1.2 Deposisjon

Årlig gjennomsnittlig volum veiet bulk⁵ deposisjon i 1989-91 var for sulfat-svovel, H⁺ og basekationer (Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺ og K⁺) henholdsvis 24, 21 og 9 mmol_c/(m² år). Denne deposisjonen er lav i forhold til de øvrige NOMiNiC-feltene (sulfat-svovel er lav i forhold til Birkenes, figur 4.2), men ut i fra den geografiske plasseringen er deposisjonen høyere enn forventet. Dette kan komme av forurensning og partikler fra St. Petersburg og de baltiske stater (Laurila, 1990).

⁵Våtdeposisjon samt deler av tørrdeposisjon.

4.5.1.3 Vegetasjon

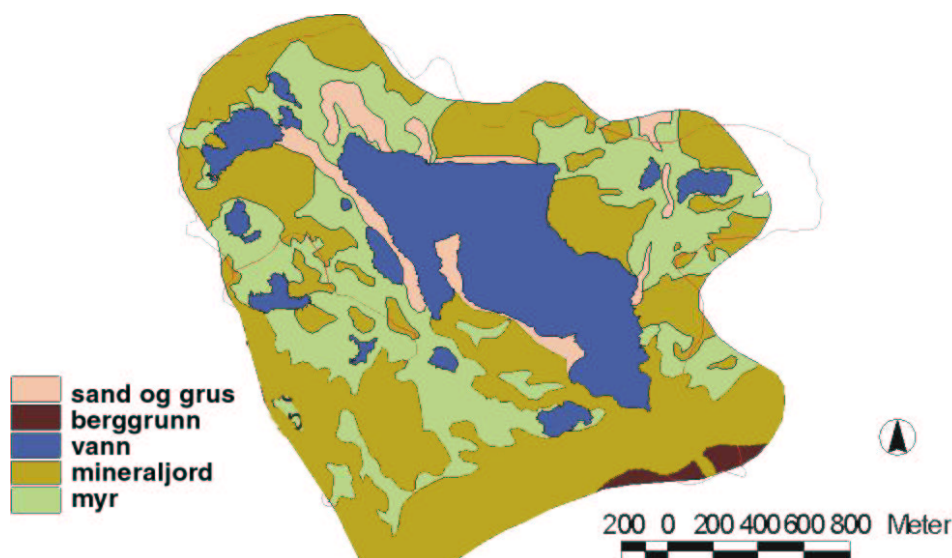
Skogen er hovedsakelig urskog (gammel skog som ikke har vært driftet på noen måte), men de nordlige og østlige delene av feltet har ung, plantet skog. Furu er dominerende, men gran, bjørk (*Betula*) og osp (*Populus tremula*) er også å finne. Siste skogbrann fant sted mot slutten av 1800-tallet.

Myrjorda er i naturlig tilstand og består av både aapa⁶ og ombrogene⁷ myrer. De sentrale delene av de store myrområdene er nesten ombrogen, men det typiske utseende til ombrogene nedbørsmyrer er enda ikke utviklet.

4.5.1.4 Geologi og jordtyper

Berggrunnen i Hietajärvi er skjult av dype moreneavsetninger og har derfor liten eller ingen betydning for jordkjemien.

Da isen etter siste istid trakk seg tilbake, vasket smeltevannet bort de øverste lagene av løsmassene. Noen små eskere og eskerliknende avsetninger fra isbreaktivitet fins i den østre delen av feltet. Jorda er dominert av sand og har lite silt og leire. De dominerende jordtypene er haplic og ferric podsols og fibrice histosols, figur 4.4.



Figur 4.4: Kart over jordmaterialet i Hietajärvi.

Gjennomsnittlig pH ved 15 og 35 cm i perioden juni til september 1989-1991 var henholdsvis 5.7 og 6.3. Ionestyrken var lav og konsentrasjonen av aluminium var så

⁶Aapa er en minerogen myr (får tilført næringsstoffer fra grunnvann/omliggende podsol) som vanlig i nordlige deler av Finland.

⁷En ombrogen myr får bare tilført næringsstoffer fra regnvann.

lav som 0.1 mg/L. Tilsvarende målinger ble gjort i Valkea-Kotinen og dette feltet ligger lavere i pH og høyere i ionestyrke (se avsnitt 4.5.2.4).

4.5.1.5 Overflatevann

I Hietajärvi er det to innsjøer, Iso Hietajärvi og Pieni Hietajärvi⁸, og en del mindre tjern. Overflatevann dekker en fjerdedel (24%) av nedbørsfeltet. Perioden med is går over cirka 175 dager. Innsjøene er grunne, men i den lagdelte perioden har det likevel vært observert underskudd av oksygen nær bunnen.

Iso Hietajärvi (tabell 4.7) er en stor næringsfattig (oligotroft) innsjø med nøytral eller svakt surt vann. Gjennomsnittlig pH er 6.7 og alkaliniteten er ganske lav (62 $\mu\text{mol}_c/\text{L}$). Dette indikerer middels bufferkapasitet. Maksimumstemperatur i det øvre vannlaget (epilimnion) er om sommeren 20 °C. Innsjøen har et lavt DOC-nivå.

Tabell 4.7: Karakteristikker av Iso Hietajärvi (Bergström et al., 1995).

Høyde over havet	165 m
Overflate	83 ha
Største dybde	8.8 m
Gjennomsnittlig dybde	3.6 m
Volum	$2.9 \cdot 10^6 \text{ m}^3$
Avrenning	$13.2 \text{ L}/(\text{s km}^2)$
pH	6.7
Konduktivitet	$16.5 \mu\text{S}/\text{cm}$
DOC	$3.1 \text{ mg C}/\text{L}$

4.5.2 Valkea-Kotinen

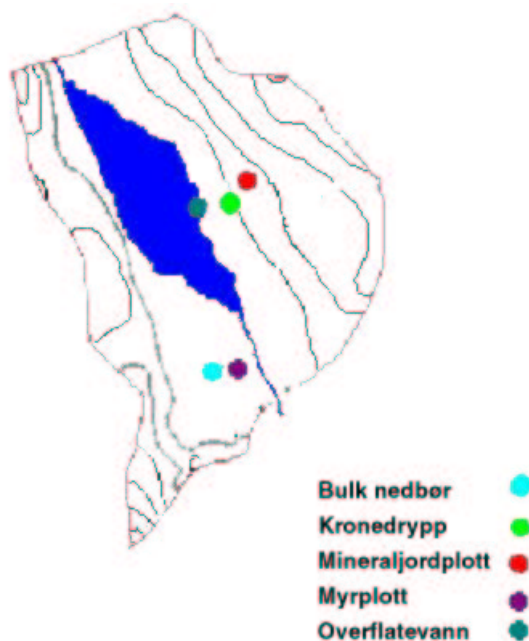
Så fremt ikke annet er angitt er informasjonen hentet fra Bergström et al. (1995).

Valkea-Kotinen ligger i provinsen Häme, cirka 135 km nord for Helsinki. Feltet er en del av Kotinen skogreservat og har vært fredet siden 1955. Valkea-Kotinen i likhet med Hietajärvi et ICP-IM-felt. Stedene for prøvetaking i feltet er markert i figur 4.5.

4.5.2.1 Klima

Gjennomsnittlig temperatur i Valkea-Kotinen i januar var -8.4 °C og i juli 15.7 °C. Årlig snittemperatur ligger på 3.1 °C. Gjennomsnittlig årlig nedbør er litt over 600 mm.

⁸Iso betyr «store» og Pieni betyr «lille».



Figur 4.5: Oversikt over hvor nedbør, kronedrypp, jordvæske og overflatevann ble prøvetatt i Valkea-Kotinen.

4.5.2.2 Deposisjon

Årlig gjennomsnittlig volum veiet bulk deposisjon av sulfat-svovel, H^+ og basekationer var i 1989-1991 henholdsvis 29, 24 og 13 mmol_c/(m² år). Dette er relativt lave verdier i forhold til andre Nordiske felter, men har også sammenheng med feltets lave mengde nedbør.

Ladningsbalansen var i 1989-1991 dominert av H^+ (23%), NH_4^+ (15%), SO_4^{2-} (28%) og NO_3^- (15%). De øvrige ionene stod hver for mindre enn 5% av ladningsbalansen. Deposisjonen av NH_4^+ og NO_3^- er høy. Modellert konsentrasjon av $NH_3 + NH_4^+$ i luft for 1999 i området Valkea-Kotinen ligger var 0.5-1.0 µg(N)/m³, tilsvarende verdi for NO_3^- var 0.2-0.5 µg(N)/m³ (EMEP, 2001). Det er kun Birkenes av de øvrige feltene som grenser opp mot slike verdier.

pH målt i kronedrypp somrene 1989-1991 var 4.4. Konsentrasjonen av alle komponentene var høyere i kronedrypp enn i nedbør, bortsett fra ammonium og nitrat som ble redusert. Det har vært en signifikant nedgang ($p < 0.05$) i antropogen forurensning på nittitallet, noe som er tydelig for SO_4 -S i figur 4.2.

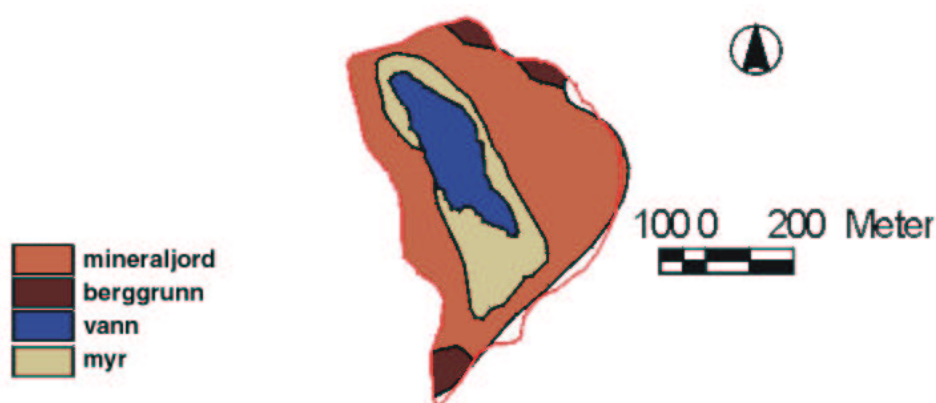
4.5.2.3 Vegetasjon

Feltet ligger i den sørlige borale vegetasjonssonen. Den dominerende feltvegetasjonen består av fuktig lyng. Det dominerende treslaget er 80-150 år gammel gran (urskog).

Det har vært noe skogdrift i den sørlige delen av feltet og her er alderen på trærne bare 40-50 år.

4.5.2.4 Geologi og jordtyper

Berggrunnen i Valkea-Kotinen er gneis. Området er dekket av 1-3 m tykk morene med mye silt. Histosol dekker cirka en femtedel av landområdet og finnes for det meste rundt innsjøen. Den mineralske jorda kan bli klassifisert som dystric cambisols med overgang til cambic podsols. Kart over jordmaterialet i feltet er vist i figur 4.6.



Figur 4.6: Kart over jordmaterialet i Valkea-Kotinen.

Jordvæska er mindre sur enn kronedryppet. Gjennomsnittlig pH ved 15 og 35 cm i perioden juni til september i 1989-1991 var henholdsvis 5.2 og 5.3. Sulfat og kalsium er de dominerende komponentene i jordvæskekjemien. Maksimal konsentrasjon av aluminium var 1.4 mg/L.

4.5.2.5 Overflatevann

Innsjøen i Valkea-Kotinen er en liten dystrof førsteordens innsjø (tabell 4.8). Gjennomsnittlig pH er 5.3 og den syrenøytraliserende kapasiteten er liten. De viktigste anionene er sulfat og organiske anioner, henholdsvis 167 og 90 $\mu\text{mol}_c/\text{L}$ i gjennomsnittskonsentrasjon. Innsjøen er grunn og er vanligvis islagt mellom november og mai. Innsjøen har en termoklin stratifisering både sommer og vinter. I slutten av den stratifiserte perioden blir hele hypolimnion anaerobisk. Det er ingen avrenning ved veldig tørre somre. I vekstsesongen er avrenningen dominert av grunnvannstrøm.

Innsjøen i Valkea-Kotinen har en grunn epilimnion som fører til at temperaturen følger lufttemperaturen. Epilimnionen er sur og har ingen alkalinitet. I vekstsesongen er mengden løst uorganisk karbon (DIC) veldig lav, mens konsentrasjonen av DOC er

Tabell 4.8: Karakteristikk av innsjøen i Valkea-Kotinen (Bergström et al., 1995).

Høyde over havet	156 m
Overflate	3.6 ha
Største dybde	6.5 m
Gjennomsnittlig dybde	3.0 m
Volum	$0.077 \cdot 10^6 \text{ m}^3$
Avrenning	$5.9 \text{ L}/(\text{s km}^2)$
pH	5.3
Konduktivitet	$29 \mu\text{S}/\text{cm}$
DOC	$10.4 \text{ mg C}/\text{L}$

rundt $10 \text{ mg C}/\text{L}$. På grunn av høy konsentrasjon av organiske forbindelser er fargen på vannet ganske kraftig.

4.5.3 Svartberget

Svartberget ligger i Vindelns Försöksparker som er 60 km nordvest for Umeå i Nord-Sverige. Svartberget ligger i Västrebottn len, 9 km nord for Vindeln. Vindelns Försöksparker ble etablert i 1923 og tilhører Det skogsvetenskapliga fakultetet ved Sveriges lantbruksuniversitet (SLU). Siden begynnelsen av 80-tallet har feltstasjonen i Svartberget blitt benyttet som base for langtids overvåking av miljøkvalitet, klima, og nedbør- og avrenningskjemi. Plassering av stedene for prøvetaking i feltet er vist i figur 4.7.

4.5.3.1 Klima

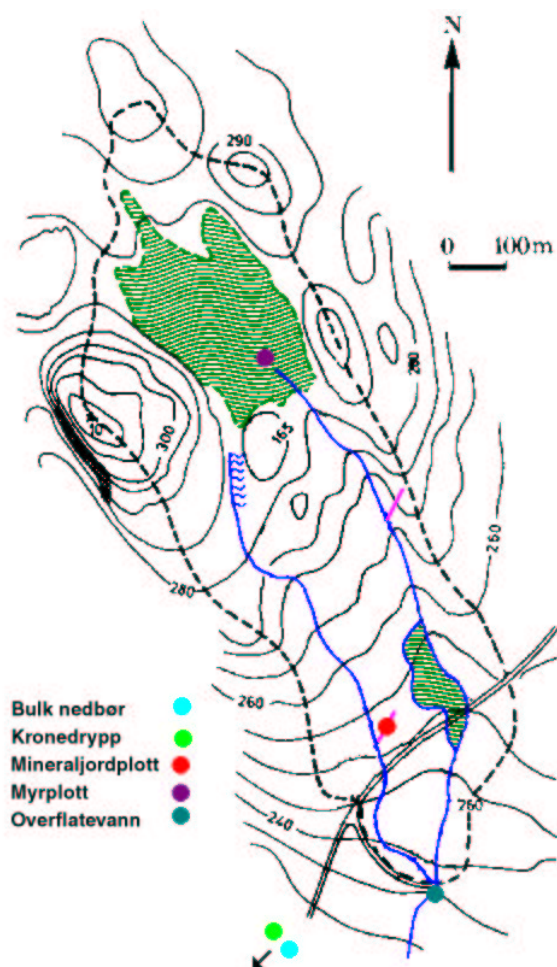
Svartberget ligger i den boreale klimasonen. Årlig gjennomsnittstemperatur er 0°C (Lee et al., 1995b), mens gjennomsnittstemperaturen i januar og juli er henholdsvis -12.6°C og 14.0°C (Degermark, 1997). Kalde vintre bidrar til en lav årlig gjennomsnittstemperatur.

I løpet av et år faller det cirka 720 mm nedbør og evapotranspirasjonen er cirka 390 mm (Bishop et al., 1995).

4.5.3.2 Deposisjon

I perioden juni 1986 til juni 1989 var H^+ (24%) og ammonium (11%) de dominerende kationene i nedbøren.⁹ Gjennomsnittlige vektet pH lå på 4.4. Sulfat (33%) og nitrat (12%) var de dominerende anionene.⁹ Våtdeposisjonen av sulfat i denne perioden var

⁹Prosent av an- og kationer.



Figur 4.7: Oversikt over hvor nedbør, kronedrypp, jordvæske og overflatevann ble prøvetatt i Svartberget.

40 mmol_c/(m² år) (Grip og Bishop, 1990), men figur 4.2 på side 42 viser en tydelig reduksjon de siste ti årene.

4.5.3.3 Vegetasjon

Feltet er skogkledd med gammel furu på de høyere veldrenerte delene og gammel gran i de våtere lavereliggende områdene. Feltvegetasjonen er en blanding av lyng, bærlyng og gress. Rundt bekkene er det fuktig mose (Grip og Bishop, 1990).

4.5.3.4 Geologi og jordtyper

Berggrunnen i Svartberget er gneis (Grip og Bishop, 1990). Topografien består av mindre stigninger på 5-10% (Lee et al., 1995b). Feltet er rettet sør-øst og lå i ly for bevegelsen til isbreene under siste istid. Dette har ført til at det har blitt liggende igjen dype glasiale avsetninger. Feltet har en myr på 8 ha og mindre myrområder rundt bekkene, resten er i all hovedsak dekket av morenemateriale (se figur 4.8) (Grip og Bishop, 1990).

Den høyeste marine grensa i området har gått ved 255-260 m, hvilket vil si at cirka halve feltet har vært under sjøvann (Grip og Bishop, 1990).

4.5.3.5 Overflatevann

Svartberget har to bekker, Kallkällbäcken og Västrabäcken, og disse bekkene renner sammen nede i feltet (se figur 4.7). Overflatevannet ble prøvetatt etter at bekkene har gått sammen til én.

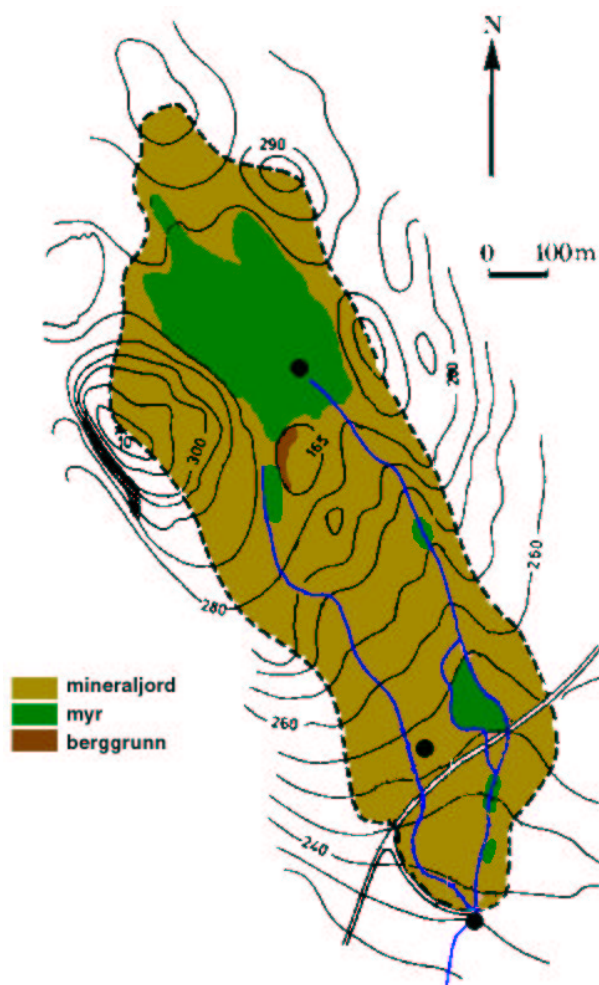
Det er en generell økning i pH, alkalinitet, sulfatkonsentrasjon og konsentrasjon av basekationer nedover i bekkene på grunn av innsig fra podsol (Bishop et al., 1990). I perioden 1985-86 var ladningsbalansen dominert av Ca²⁺ (21%), Mg²⁺ (11%), Na⁺ (11%), SO₄²⁻ (23%) og organiske anioner (24%)⁹ (Grip og Bishop, 1990).

4.5.4 Birkenes

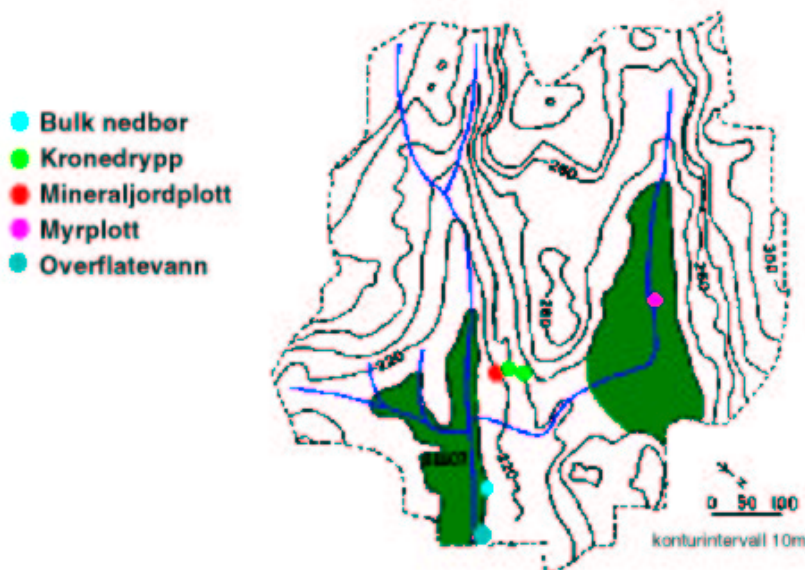
Birkenes ligger i Aust-Agder fylke, cirka 30 km nord for Kristiansand. Innsamling av data startet tidlig på 1970-tallet. Data fra Birkenes har vært brukt til å lage flere modeller, blant annet Birkenesmodellen (Christophersen et al., 1982). Plassering av stedene for prøvetaking i feltet er vist i figur 4.9.

4.5.4.1 Klima

Birkenes er et nedbørrikt felt, med gjennomsnittlig 1500 mm nedbør hvert år. Avrenningen er cirka 1200 mm og evapotranspirasjonen cirka 300 mm (Kvindesland



Figur 4.8: Kart over jordmaterialet i Svartberget.



Figur 4.9: Oversikt over hvor nedbør, kronedrypp, jordvæske og overflatevann ble prøvetatt i Birkenes.

et al., 1994). Det registreres nedbør cirka 50% av dagene i året og i sommermånedene er evapotranspirasjonen typisk større enn nedbøren, noe som resulterer i tørre somre med lite avrenning (Christophersen et al., 1982). Dette gjelder også Valkea-Kotinen.

Om vinteren er nedbøren i feltet delvis lagret som snø selv om flere smelteperioder er vanlig i løpet av denne årstiden. Det varierende vinterklimaet kan føre til forskjeller i vannkjemien på våren fra år til år (Lydersen, 1995).

4.5.4.2 Deposisjon

Under en mild vinter vil vinden oftest komme fra sør-vest og bringer da store mengder sjøsalter med seg. Disse saltepisodene kan føre til høyere konsentrasjon av uorganisk aluminium og H^+ som et resultat av kationbytte med Na^+ (Lydersen, 1995).

Den kjemiske sammensetningen av nedbøren er en blanding av langtransportert forurensning (H^+ , SO_4^{2-} , NO_3^- og NH_4^+) og sjøsalter (Na^+ , Mg^{2+} , Cl^- og SO_4^{2-}). Birkenes ligger i den regionen av Norge som har den høyeste totale deposisjon av antropogene atmosfæriske komponenter. Volumvektet pH var i 1999 4.59 og har økt jevnt fra cirka 4.2 på starten av 1980-tallet (Hjellbrekke, 2001).

4.5.4.3 Vegetasjon

Skogen i dalbunnen og i skråningene rundt består i hovedsak av gran. Det er også noe furu, særlig på åskammene. Feltvegetasjonen består i hovedsak av blåbærlyng og

dvergfuru på åsryggene (Dale et al., 1974; Vogt, 1989).

4.5.4.4 Geologi og jordtyper

Berggrunnen i feltet er granitt som er dekket av moreneavsetninger. Disse avsetningene er stort sett ikke tykkere enn 1 m og tykkelsen avtar ved høyere topografi. I dalbunnen er det dype organiske lag.

Jorda i feltet er av tre forskjellige typer; myr (histosol), podsol og tynn humusjord på berggrunn. I tillegg til dette er det deler av feltet som er åpen berggrunn. Dekket i feltet er fordelt som følger; 12.6% myr, 23.2% podsol, 55.6% tynn humusjord og 8.6% åpen berggrunn (Kvindesland et al., 1994).

4.5.4.5 Overflatevann

Birkenes består av to mindre daler som er delt av en ganske bratt høyde. Begge disse dalene har en bekk. Disse bekkene ble tidlig på 1900-tallet grøftet.

Den dalen som ligger lavest, Vestre Tveitdalen, har hovedbekken, den andre bekken ligger i Langemyrdalen. Disse to, sammen med en mindre tredje bekk, renner sammen cirka 150 m over en demning med V-profil. Ved denne blir overflatevann prøvetatt og vannet her har cirka 4.6 i pH (SFT, 2001).¹⁰

4.5.5 Skjervatjern

Skjervatjern ligger i Jølster kommune og ble etablert som forskningsfelt for HUMEX-prosjektet i 1987 (Gjessing et al., 1994). Feltet ligger cirka 10 km nordøst for Førde. Feltet er beskjedent i størrelse (11.3 ha). Innsjøen¹¹ ble delt i to med en plastvegg i 1988 og dannet henholdsvis A- og B-siden.

A-siden ble i perioden 1990-96 behandlet med kunstig sur nedbør som en del av HUMEX-prosjektet for å se på effekten av dette på jord, vann og planteliv. Avrenningsfeltet er naturlig delt i to og den ubehandlede siden av feltet (referansesiden) ble benyttet i NOMiNiC-prosjektet.

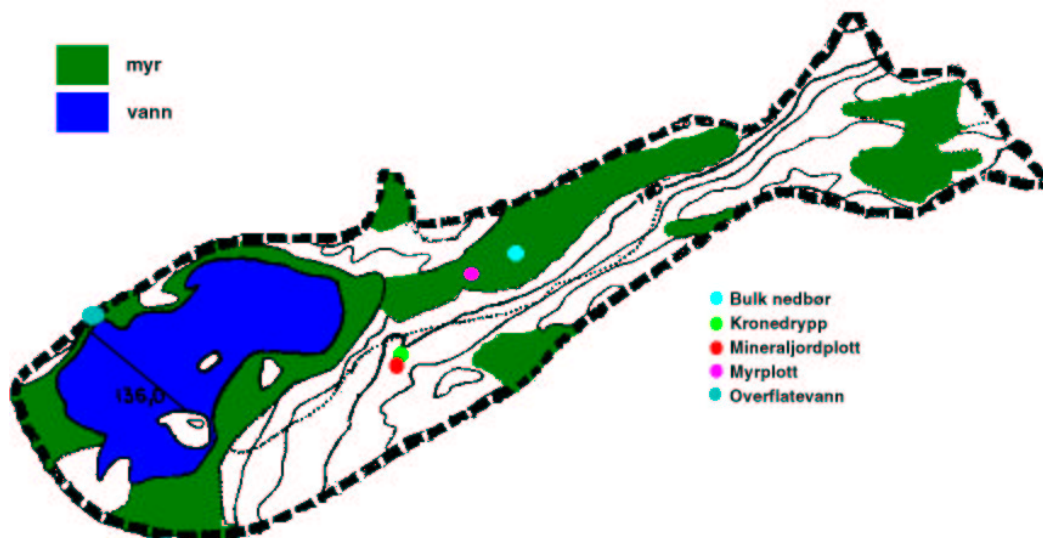
Plassering av stedene for prøvetaking i feltet er vist i figur 4.10.

4.5.5.1 Klima

Av feltene i NOMiNiC-prosjektet faller det mest nedbør i Skjervatjern. Fordi det ikke er noen målestasjon ved Skjervatjern varierer oppgitt årlig gjennomsnitt fra

¹⁰Snittverdi fra 1996 til år 2000.

¹¹«Tjern» er nok en bedre betegnelse.



Figur 4.10: Oversikt over hvor nedbør, kronedrypp, jordvæske og overflatevann ble prøvetatt i Skjervatjern.

publikasjon til publikasjon, men cirka 2500 mm årlig er en omtrentlig verdi. Gjennomsnittstemperatur i januar er -3.3°C , i juli er den 14.3°C og årlig er gjennomsnittstemperaturen 5.1°C (DNMI, 2002) (normalverdier fra Fjærland-Skarestad, nærmeste stasjon til Skjervatjern).

4.5.5.2 Deposisjon

På grunn av sin plassering ved kysten er nedbøren i Skjervatjern, i likhet med Birkenes, påvirket av sjøsalter. Na^+ er det dominerende kationet (70 %), etterfulgt av Mg^{2+} (18 %), deretter NH_4^+ og Ca^{2+} (9 %) og H^+ og K^+ (3 %). Cl^- er det dominerende anionet (80 %), etterfulgt av SO_4^{2-} (12 %) og NO_3^- (8 %) (Gjessing, 1991).

Våtdeposisjon av svovel lå i gjennomsnitt i underkant av $0.6 \text{ g S}/(\text{m}^2 \text{ år})$ i perioden 1985-89 (Gjessing, 1991), men har avtatt siden begynnelsen av 90-tallet (figur 4.2).

4.5.5.3 Vegetasjon

Vegetasjonen består hovedsakelig av furu. Bakkevegetasjonen er en blanding av lyng og lave busker. Myra er dekket av mose og andre vannkrevende planter (Røren, 1993).

4.5.5.4 Geologi og jordtyper

Berggrunnen i Skjervatjern er gneis. Jordtypene er hovedsakelig histosol (32%) og tynn jord (34%) (se avsnitt 4.3 på side 41 for definisjon). Selv om det er mye tynn jord, er det lite åpen berggrunn. Podsol utgjør 13% av dekket i feltet (Hufthammer, 1994).

4.5.5.5 Overflatevann

Største dybde i referansesiden av innsjøen i Skjervatjern er 10.4 m (Gjessing, 1992). Om sommeren skjer stratifikasjon ved en dybde på cirka 2 m hvor oksygenmettingen faller fra 100% ved overflaten til 70% under stratifikasjonsgrensen og ned til 40% nær bunnen (Gjessing, 1994). Tabell 4.9 inneholder data for innsjøen.

Innsjøen har ingen innløp, men får tilført vann fra myra og fra «ventiler» (diffuse porer/avrenning) under overflaten. Vannet fra noen av disse «ventilene» viser mer mineralsk karakter enn jordvæsken fra myra rundt innsjøen (Petersen et al., 1991).

Tabell 4.9: Karakteristikk av referansesiden i Skjervatjern (Gjessing, 1992; Gjessing, 1994).

Høyde over havet	136 m
Overflate	1.5 ha
Største dybde	10.4 m
Gjennomsnittlig dybde	4.2 m
Volum	$0.058 \cdot 10^6 \text{ m}^3$
Avrenning	I/T
pH	4.6
Konduktivitet	I/T
DOC	6.3 mg C/L

Kapittel 5

Resultater og diskusjon

5.1 Jord

H1 og H2 refererer til myrprøver (histosol) ved henholdsvis 5 og 15 cm dybde.

En del av jordprøvene har vært analysert av tidligere hovedfagsstudenter eller ved andre institusjoner.

5.1.1 Organisk materiale

Innholdet av organisk materiale i prøvene som ble tatt fra myrene lå mellom 94 og 99%, med unntak av H1-horisonten i Skjervatjern som hadde 81%. Årsaken til det lave glødetapet skyldes at prøven inneholder en del sand.

Begge de finske myrplottene hadde mer enn 98% organisk materiale, mens Skjervatjern hadde lavest innhold. Mengden organisk materiale kan gi en indikasjon på om myra er minerogen eller ombrogen, en ombrogen myr vil ha mye organisk materiale. I tillegg kan forholdet mellom kalsium og magnesium kunne benyttes til å bestemme myrtypen. En ombrogen myr vil i all hovedsak være påvirket av nedbør og natrium og magnesium er hovedionene som blir tilført på denne måten. En minerogen myr får tilsig fra grunnvann i tillegg til nedbør og forvitret berggrunn og mineraler vil være opphav til kalsium (Shotyk, 1993). De to finske feltene har mest organisk materiale og Hietajärvi har et lavt forhold mellom kalsium og magnesium (cirka 1:1). Forholdet mellom kalsium og magnesium i Skjervatjern er det klart laveste, men her er det organiske innholdet lavere enn i de øvrige feltene. Myrprøvene i Valkea-Kotinen, Svartberget og Birkenes har alle Ca/Mg-forhold mellom 1.6 og 3.2, noe som indikerer at myra i disse feltene har minerogene egenskaper. På grunn av de store forskjellene i nedbør kan forskjell i tilførsel av magnesium fra sjøvann gjøre feltene vanskelig å sammenligne. Glødetap og forhold mellom kalsium og magnesium er vist i tabell 5.1.

Tabell 5.1: Glødetap og forhold Ca/Mg for myrprøvene.

Felt	Horisont	Glødetap (%)	Ca/Mg
Hietajärvi	H1	99.1	0.9
	H2	98.6	1.3
Valkea-Kotinen	H1	98.3	2.1
	H2	98.1	3.0
Svartberget	H1	95.6	1.7
	H2	96.9	2.6
Birkenes	H1	96.1	1.6
	H2	93.8	3.2
Skjervatjern	H1	81.4	0.4
	H2	93.8	0.5

I jorda fra podsolplottene avtar mengden organisk materiale nedover i horisontene. Unntaket er Bh-horisontene. Sammensetningen av horisonter er ulik i de fem feltene og det er derfor vanskelig å sammenligne disse direkte. Hietajärvi har imidlertid veldig lite organisk materiale i podsolprøvene. Tabell 5.2 viser verdier fra alle feltene.

FitzPatrick (1983) oppgir en konverteringsfaktor på 1.72 for å få organisk materiale av innhold karbon. Dersom prøvene fra myrplottene ikke inkluderes blir konverteringsfaktoren i prøvesettet 1.73. Med alle prøvene blir faktoren 1.82.

5.1.2 Total nitrogen og total karbon

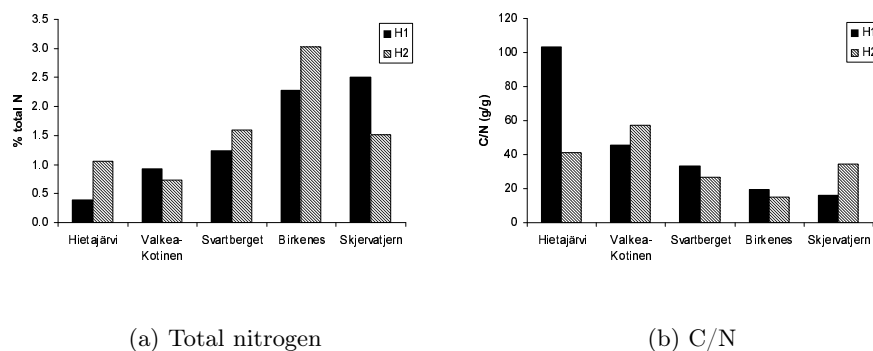
Prøvene med lavt glødetap hadde lavt innhold av nitrogen og karbon, og det var syv prøver som var under deteksjonsgrensen på 0.05% for total nitrogen. En av prøvene var også under deteksjonsgrensen for total karbon (også 0.05%).

For myrprøvene hadde alle feltene verdier mellom 47-52% for total karbon, bortsett fra H2 i Skjervatjern som var 61%. Variasjonen var en del større for total nitrogen og resultatene er vist i figur 5.1(a). Birkenes stikker seg ut som noe rikere på nitrogen i myrjorda enn de øvrige feltene. Fordi total karbon er veldig lik i myrprøvene blir masseforholdet mellom karbon og nitrogen høyt i prøver med lite nitrogen og lavt i prøver med mye nitrogen (figur 5.1(b)).

I podsolprøvene følger både total karbon og total nitrogen samme trend som for organisk materiale. Det vil si avtagende nedover i horisontene, men med en liten økning i Bh-horisontene. Resultatene er gitt i tabell 5.2. Andelen karbon i det organiske materialet ligger mellom 18 til 63%. Både minste og høyeste verdi er i prøver med lite organisk materiale og kan være heftet med noe usikkerhet. Birkenes er det eneste feltet hvor andelen karbon i det organiske materialet ikke avtar nedover i horisontene. Innholdet av nitrogen i det organiske materialet ligger stort sett innenfor $2 \pm 1\%$.

Tabell 5.2: Resultater for glødetap, total karbon, total nitrogen og jord-pH. I/T står for «ikke tilgjengelig».

Felt	Hori- sont	Gløde- tap (%)	tot. C (%)	%C av gl.tap	tot. N (%)	%N av gl.tap	C/N (g/g)	Jord- pH
Hietajärvi	H1	99.1	47.4	48	0.4	0.4	103	4.05
Hietajärvi	H2	98.6	50.8	52	1.1	1.1	41	3.68
Hietajärvi	Of	63.7	38.3	60	0.9	1.4	38	3.71
Hietajärvi	E	2.6	1.2	49	0.1	2.0	20	4.50
Hietajärvi	Bs	2.2	0.7	31	0.0	I/T	15	5.25
Hietajärvi	BC	0.8	0.2	26	0.0	I/T	6	5.69
Hietajärvi	C	0.0	0.0	I/T	0.0	I/T	1	5.75
Val-Kotinen	H1	98.3	48.8	50	0.9	0.9	45	3.60
Val-Kotinen	H2	98.1	49.1	50	0.7	0.8	57	3.91
Val-Kotinen	Oh	48.8	28.4	58	1.2	2.4	21	4.11
Val-Kotinen	Ah	10.8	5.9	54	0.3	2.4	19	4.24
Val-Kotinen	Bs1	5.7	2.8	48	0.1	2.4	17	4.73
Val-Kotinen	Bs2	4.5	1.5	32	0.1	1.8	15	5.07
Val-Kotinen	BC	1.9	0.6	29	0.0	I/T	10	5.23
Svartberget	H1	95.6	48.0	50	1.2	1.3	33	4.22
Svartberget	H2	96.9	49.9	51	1.6	1.6	27	3.95
Svartberget	O	88.1	51.7	59	1.5	1.7	29	4.05
Svartberget	A	20.2	I/T	I/T	I/T	I/T	I/T	3.98
Svartberget	Ea	0.7	0.4	56	0.0	I/T	10	4.19
Svartberget	E/B	1.7	0.7	42	0.1	2.9	12	4.60
Svartberget	Bhs	4.1	1.2	30	0.1	1.7	16	5.28
Svartberget	Cu	1.6	0.3	18	0.0	I/T	8	5.18
Birkenes	H1	96.1	51.1	53	2.3	2.4	19	4.23
Birkenes	H2	93.8	52.3	56	3.0	3.2	15	4.10
Birkenes	Of	88.4	51.5	58	2.1	2.4	24	4.29
Birkenes	Oh	64.9	36.5	56	1.4	2.2	24	4.15
Birkenes	AE	9.5	5.4	57	0.2	2.5	22	4.33
Birkenes	B	4.6	2.6	57	0.1	2.9	20	4.50
Birkenes	BC	4.0	2.4	60	0.1	3.4	21	4.75
Skjervatjern	H1	81.4	47.1	58	2.5	3.1	16	4.89
Skjervatjern	H2	97.7	61.0	62	1.5	1.6	34	4.72
Skjervatjern	O	95.8	54.4	57	1.0	1.0	47	3.81
Skjervatjern	E	1.0	0.6	63	0.0	I/T	15	5.17
Skjervatjern	Bhs1	6.1	2.8	47	0.1	1.4	28	5.26
Skjervatjern	Bhs2	7.1	2.5	36	0.1	1.3	23	4.97



Figur 5.1: Total nitrogen og forholdet mellom total karbon og total nitrogen i myrprøvene

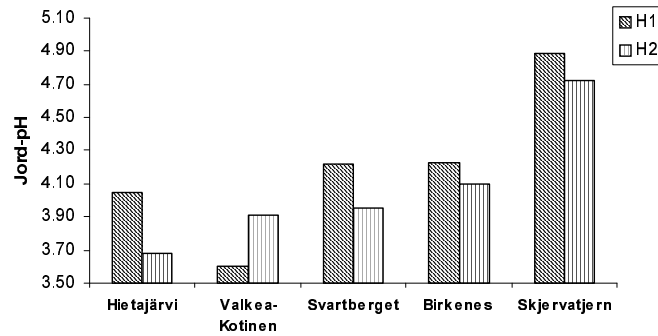
Masseforholdet mellom karbon og nitrogen (tabell 5.2) i de organiske horisontene i podsolplottene (glødetap større enn 35%) ligger mellom 21 og 47. Bortsett fra en ekstrem verdi i Hietajärvi¹ ligger myrprøvene mellom 15 og 57. I mineraljorda avtar C/N-forholdet stort sett nedover i horisontene. I Birkenes og Skjervatjern avtar innholdet langt mindre enn i de øvrige feltene og høyt C/N-forhold kjennetegner sur jord (FitzPatrick, 1983).

5.1.3 Jord-pH

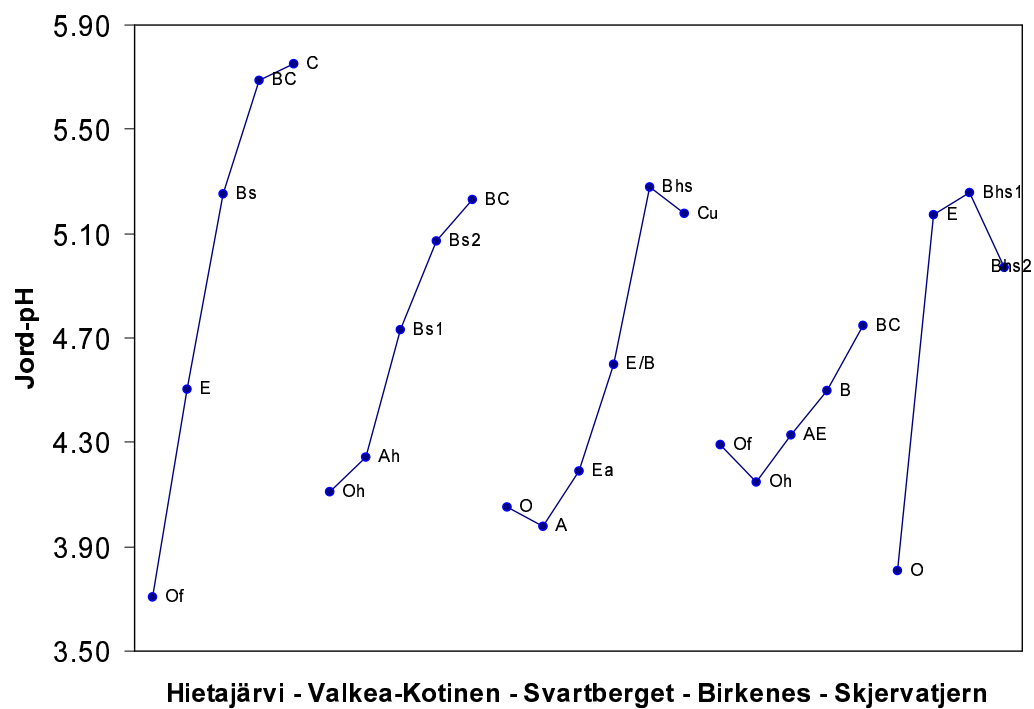
pH i jordprøver fra histosol er generelt lav. Resultatene er gitt i tabell 5.2 og vist i figur 5.2. Bortsett fra i Valkea-Kotinen er pH høyere i H1 enn i H2. Skjervatjern har klart høyest pH. Det kan se ut til at det er en sammenheng mellom pH og årlig nedbør. En regresjon mellom pH-verdiene fra myrjorda og tilhørende nedbør gir en R^2 på 0.781.

Figur 5.3 viser jord-pH for podsolprøvene. Hietajärvi er det feltet hvor pH-spennet mellom den organiske horisonten og BC/C er størst. Dette feltet er også det klart minst sure i de dypere horisontene. Birkenes er surere i B/BC enn de fire andre, men noe mindre sur i de organiske horisontene. Birkenes er det feltet som har blitt tilført mest sur nedbør og i de lavere horisontene er dette en mulig forklaring på forskjellen fra de andre.

¹C/N-forholdet er 103 i H1-horisonten. Dette kommer av en lav verdi for total nitrogen (0.4%).



Figur 5.2: Jord-pH i myrprøvene.

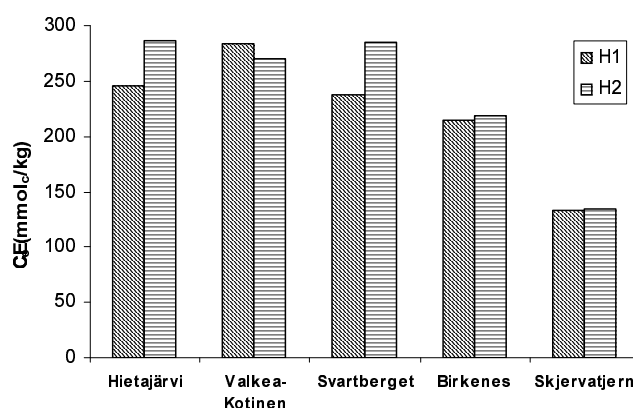


Figur 5.3: Jord-pH i podsolprøvene.

5.1.4 Effektiv kationbyttekapasitet

Resultatene for analysen av CEC_e er gitt i tabell E.2 på side 117. Figur 5.4 viser resultatene for myrprøvene. Organisk materiale har mange seter for utbyttbare kationer og myrjord har derfor vanligvis høy CEC_e . Skjervatjern skiller seg noe ut fra de øvrige feltene med CEC_e på 133 og 135 $mmol_c/kg$ i H1 og H2, mens disse horisontene ligger mellom 215 og 287 $mmol_c/kg$ i de øvrige feltene.

H1-prøven i Skjervatjern har et glødetap på 81%, mens H2-prøvens verdi er 98% (se avsnitt 5.1.1). Det ser derfor ikke ut til at organisk materiale kan forklare forskjellen i CEC_e alene.



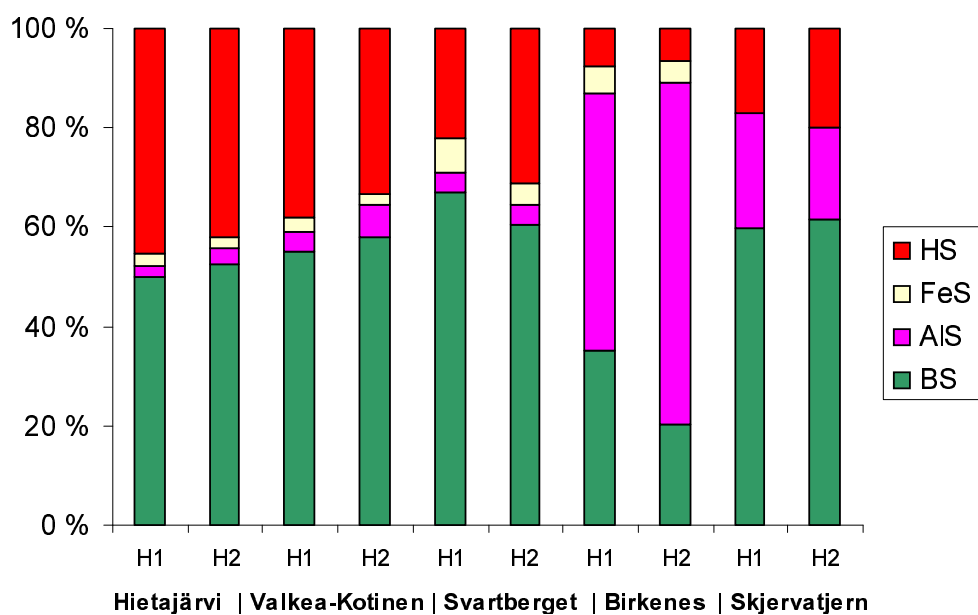
Figur 5.4: Resultater for effektiv kationbyttekapasitet i myrprøvene.

Figur 5.5 viser forholdet mellom metning av H^+ , jern, aluminium og basekationer. Hietajärvi, Valkea-Kotinen og Svartberget er relativt like, med en svak økning i BS og liten nedgang i HS fra H1 til H2. Det ser ut til å være litt mer jern i Svartberget. BS i Skjervatjern er ganske lik de tre første feltene. De norske feltene har betydelig større mengde aluminium, med Birkenes som det feltet med klart mest. Dette er ikke uventet på grunn av mengdene sur nedbør som dette feltet har blitt tilført de siste tiårene (Kvaalen et al., 2002). Sulfat-ioner fra sur nedbør vil mobilisere aluminium.

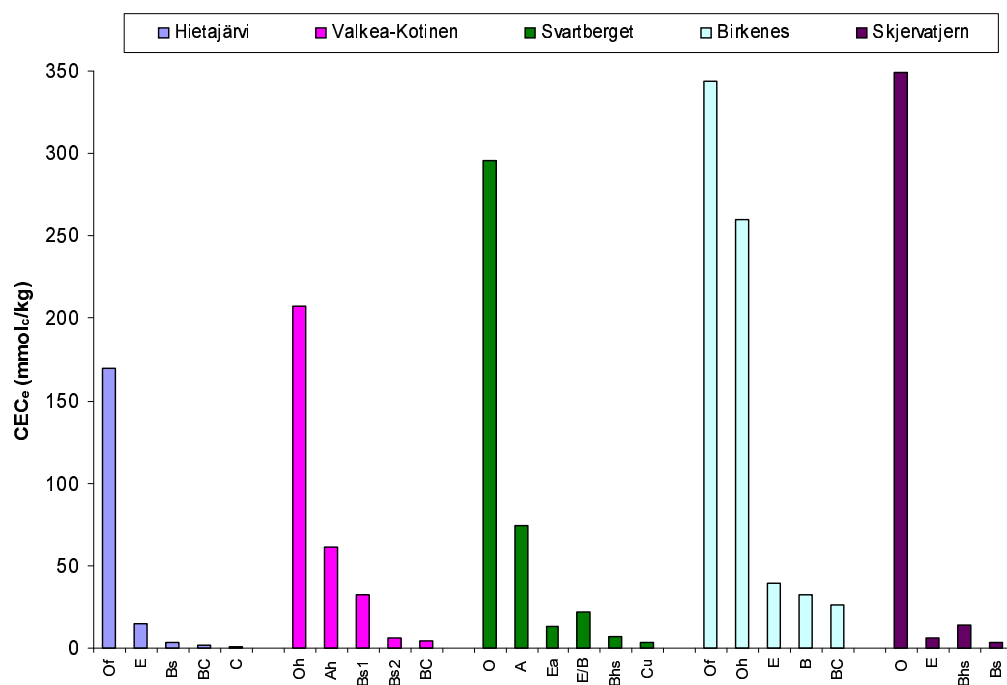
Figur 5.6 viser resultatene for CEC_e i podsol. Kationbyttekapasiteten avtar nedover i horisontene. Ea-horisonten i Svartberget og E-horisonten i Skjervatjern har svært lite organisk materiale (hhv. 0.7 og 1.0%) og er lavere enn horisonten under.

Metningsforholdene for H^+ , jern, aluminium og basekationer er vist i figur 5.7. ALS er svært dominerende i Birkenes.

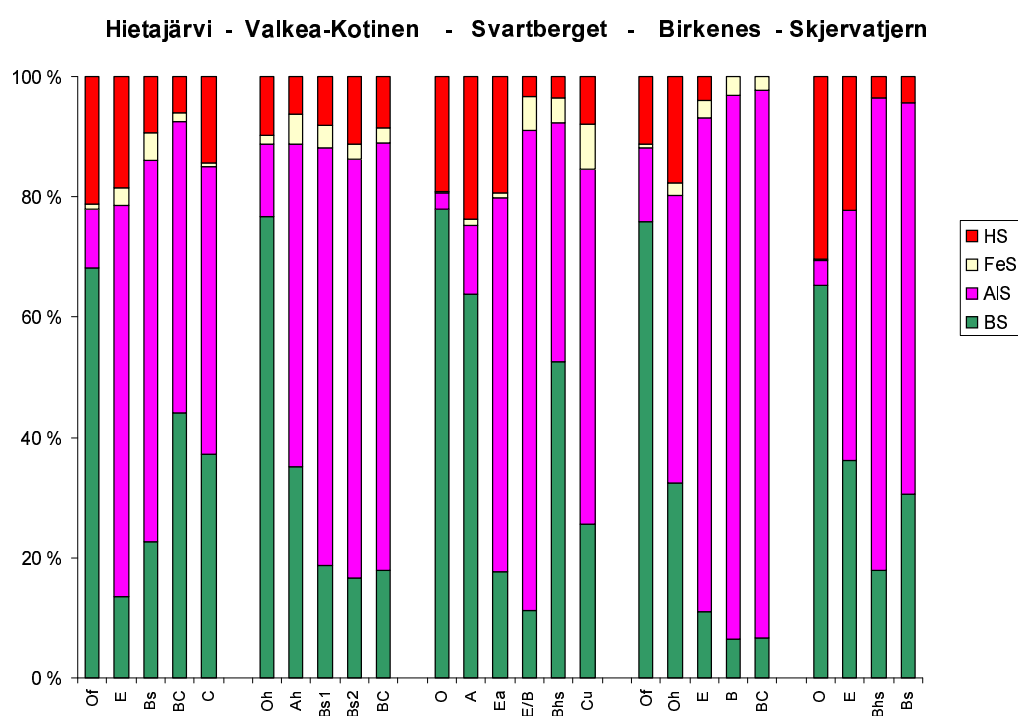
5.1.5 Diskusjon av jordresultater



Figur 5.5: Prosentvis forhold mellom HS, FeS, AIS og BS i myrjorda. Jern var ikke bestemt i prøvene fra Skjervatjern.



Figur 5.6: Resultater for effektiv kationbyttekapasitet i podsolprøvene.



Figur 5.7: Prosentvis forhold mellom HS, FeS, AlS og BS i podsolprøvene. Jern er bare bestemt i O-horisonten i Skjervatjern.

5.1.5.1 Organisk materiale og CEC

Organisk materiale og leire er hovedbidragene til kationbyttekapasitet (Reuss og Johnson, 1986). Kornfordeling har ikke blitt gjort slik at innhold av leire ikke kan sammenlignes med CEC_e . Lineær regresjon mellom organisk materiale i alle jordprøvene og CEC_e gir følgende likning:

$$CEC_e = 2.6529 \cdot \% \text{ org.mat.} + 9.6694, \quad (5.1)$$

med en R^2 på 0.87. Dersom podsol kjøres for seg selv blir likningen:

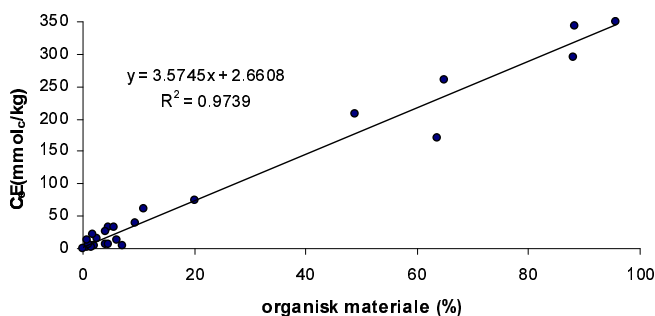
$$CEC_e = 3.5745 \cdot \% \text{ org.mat.} + 2.6608, \quad (5.2)$$

med R^2 på 0.97. Dersom de organiske delene av podsolprøvene utelukkes (glødetap større enn 35%) gir det følgende likning:

$$CEC_e = 3.7229 \cdot \% \text{ org.mat.} + 1.8359, \quad (5.3)$$

med $R^2 = 0.74$.

Myrjorda har svært mye organisk materiale og sammensetningen av dette, fremfor mengden, vil være bestemmende for kationbyttekapasiteten. Det vil derfor ikke være naturlig å benytte likning 5.1.



Figur 5.8: Effektiv kationbyttekapasitet plottet mot organisk materiale.

Likning 5.2 er plottet i figur 5.8. Her er det tydelig at prøvene med mest organisk materiale bidrar til å bestemme stigningen på kurven og gjør også at R^2 blir bedre enn i likning 5.3. Forskjellen mellom likning 5.2 og 5.3 er likevel liten og likning 5.2 vil derfor være å foretrekke fordi den er basert på et større tallmateriale.

For mineraljord (moldinnhold² mindre enn 20%) fra Polen ble likningen:

$$\text{CEC}_e = 7 \cdot \% \text{ moldinnhold} + 11, \quad (5.4)$$

med $R^2 = 0.65$ (Skotte, 1995). Sammenliknet med likning 5.3 er forskjellen ganske stor.³ Tilsvarende likninger for kinesisk jord er:

$$\text{CEC}_e = 4.5 \cdot \% \text{ org.mat.} + 0.53 \cdot \% \text{ leire}, \quad (5.5)$$

$$\text{CEC}_e = 6.7 \cdot \% \text{ org.mat.} - 34.9 \quad (5.6)$$

med henholdsvis $R^2 = 0.91$ (Sigurdsson, 2000) og $R^2 = 0.53$ (Tobiassen, 2003). Det er verdt å merke seg at likningene avviker en god del fra hverandre.

Tobiassen (2003) fant at innholdet av leire i kinesisk jord ikke var en signifikant faktor ved multippel regresjon av organisk materiale og leire mot CEC_e . Leddet med leire i likning 5.5 bidrar lite og vil omtrent tilsvare et konstantledd da leireinnholdet ofte ligger mellom 2-10%.

5.1.5.2 CEC og andre mulige sammenhenger

Sammenhengen mellom CEC_e og andre parametre ble også undersøkt. Jord-pH og CEC_e korrelerer med en R^2 på 0.60 med pH-verdier. Dersom $\{\text{H}^+\}$ benyttes, avtar korrelasjonen til 0.53.

Det ser heller ikke ut til at det er sterk korrelasjon mellom C/N-forhold og CEC_e , korrelasjonsfaktoren er 0.49. Korrelasjonen mellom C/N-forhold og $\{\text{H}^+\}$ er bedre ($R^2 = 0.56$).

5.1.5.3 Jordtypene

Myrplottene i de fem feltene er relativt like. Hietajärvi og Valkea-Kotinen er sure (lav jord-pH og høy H^+ -metning) og har høyest C/N-forhold. Skjervatjern har høyest jord-pH og lavere CEC_e enn de øvrige myrplottene. Birkenes har lav basemetning og høy aluminiumsmetning og Skjervatjern har høyere aluminiumsmetning enn det svenske og de finske feltene. Hietajärvi og Skjervatjern ser ut til å ha de mest ombrogene myrene, mens myrene i Valkea-Kotinen, Svartberget og Birkenes er mer minerogen. Birkenes har også høy pH i jordvæska fra myra (avsnitt 5.2.1), samt lav konsentrasjon av TOC (avsnitt 5.2.3) noe som også er med på å indikere en minerogen myr (Shotyk, 1993).

²Glødetap minus korreksjonstall for innhold av leire. Korreksjonen blir gjort fordi leira vil holde på en del vannmolekyler som ikke damper av ved 105 °C.

³Det er kun en prøve som ligger i området 20-35% organisk material og den er på 20.2% slik at likningene skal være sammenlignbare.

Birkenes har den klart sureste podsolen (lav jord-pH, lav basemetning og høyt C/N-forhold). Dette feltet har også høyere CEC_e enn de øvrige feltene, mye utgjør utbyttbart aluminium. Hietajärvi har lavest CEC_e og har minst karbon og nitrogen i podsolprofilene. Dette feltet har også høyest jord-pH. Jordtypene i podsolprofilene er gitt i tabell 5.3.

Tabell 5.3: Jordtyper i mineraljordplottene.

Felt	Jordtype
Hietajärvi	Haplic Podzol (Bergström et al., 1995)
Valkea-Kotinen	Cambic Podzol (Bergström et al., 1995)
Svartberget	Ferric Podzol (Lee et al., 1995a)
Birkenes	Halpic Podzol (Pijpers og Mulder, 1990)
Skjervatjern	Gleyic Podzol (Hufthammer, 1994)

5.2 Vann: nedbør, overflatevann og jordvæske

Tallmaterialet for vannprøvene er i tabell E.3 på side 118.

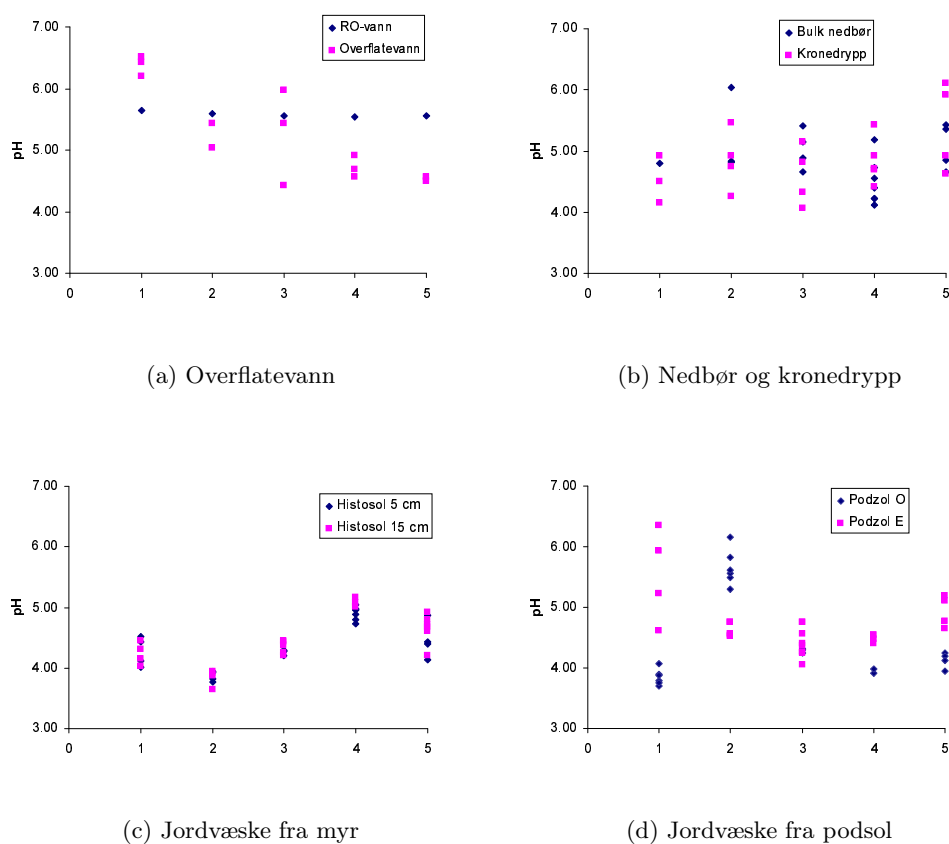
5.2.1 pH og ledningsevne

pH og ledningsevne ble målt i alle prøver slik som beskrevet i avsnitt 3.3.1. Gjennomsnittlig pH er gitt i tabell 5.4 og figur 5.9 viser fire plott der to og to sammenhørende målepunkter er plottet sammen. RO-vann i figur 5.9(a) er vannet som ble sluppet ut under RO-isoleringen (avsnitt 3.4.1). Dette vannet er ionebyttet og gjennomsnittlig pH på dette vannet fra de fem feltene var 5.58 ± 0.04 . Tilsvarende verdi for ledningsevnen var 0.28 ± 0.08 mS/m. Den lave ledningsevnen skyldes at de hydratiserte ionene er for store til å passere RO-membranen. RO-teknikken benyttes blant annet til å avsalte sjøvann for å produsere drikkevann.

Tabell 5.4: Gjennomsnittlig pH fra de forskjellige målepunktene.

	Overfl.-vann	Bulk nedbør	Krone-drypp	Histosol 5 cm	Histosol 15 cm	Podsol O	Podsol E
Hiet	6.38	4.80	4.52	4.27	4.24	3.85	5.53
Val-Kot	5.23	5.23	4.85	3.87	3.85	5.66	4.65
Svartb	5.28	5.03	4.59	4.27	4.34	4.29	4.43
Birk	4.72	4.49	4.83	4.91	5.08	3.95	4.49
Skjerv	4.53	5.07	5.40	4.46	4.65	4.13	4.93

Overflatevannet blir surere fra øst mot vest. Svartberget har stor spredning i verdiene og blir i snitt ganske lik Valkea-Kotinen.



Figur 5.9: pH for prøver tatt høst og vår. Tallene 1-5 på X-aksen refererer til feltene slik de er listet i tabell 4.1 på side 39.

Nedbør og kronedrypp (figur 5.9(b)) viser ikke den samme tendensen. Nedbøren er surest i Birkenes, men relativt lik i de øvrige feltene. På grunn av lite nedbør, er det bare en måling fra Hietajärvi. Det er tre målinger fra Valkea-Kotinen, to som er helt like (4.8) og en som er langt høyere (6.0). To av målingene er fra våren og den høyeste pH-en kommer fra en bulkprøve som ble samlet inn over tre uker, mens den andre ble samlet inn over to døgn (tilsvarende for høstprøven). Dette har sannsynligvis påvirket resultatet.

Jordvæska fra myr, vist i figur 5.9(c), har liten spredning mellom målingene innen hvert felt. Valkea-Kotinen er surest, etterfulgt av Hietajärvi og Svartberget, mens Birkenes faktisk er minst surt til tross for at dette feltet er mest belastet med sur nedbør. Det er klar sammenheng mellom pH og organisk materiale i myrprøvene. Feltene med mest organisk materiale har lavest pH og dette skyldes at det organiske materialet er kilde til H^+ .

For jordvæska i mineraljord er situasjonen en annen. Figur 5.9(d) viser at det er større spredning mellom punktene. En del av denne variasjonen er mellom høst og vår, men det er ingen bestemt trend i hvilken av sesongene som er høyest. Valkea-Kotinen er det eneste feltet hvor O-horisonten har høyere pH enn E-horisonten.

Gjennomsnittlig ledningsevne er gitt i tabell 5.5. Ledningsevnen styres i stor grad av aktiviteten til H^+ , da grenseledningsevnen er mye høyere for H^+ enn de øvrige ionene ($349.6 \text{ S cm}^2/\text{mol}$ mot $50\text{--}120 \text{ S cm}^2/\text{mol}$ (Atkins, 1990)).

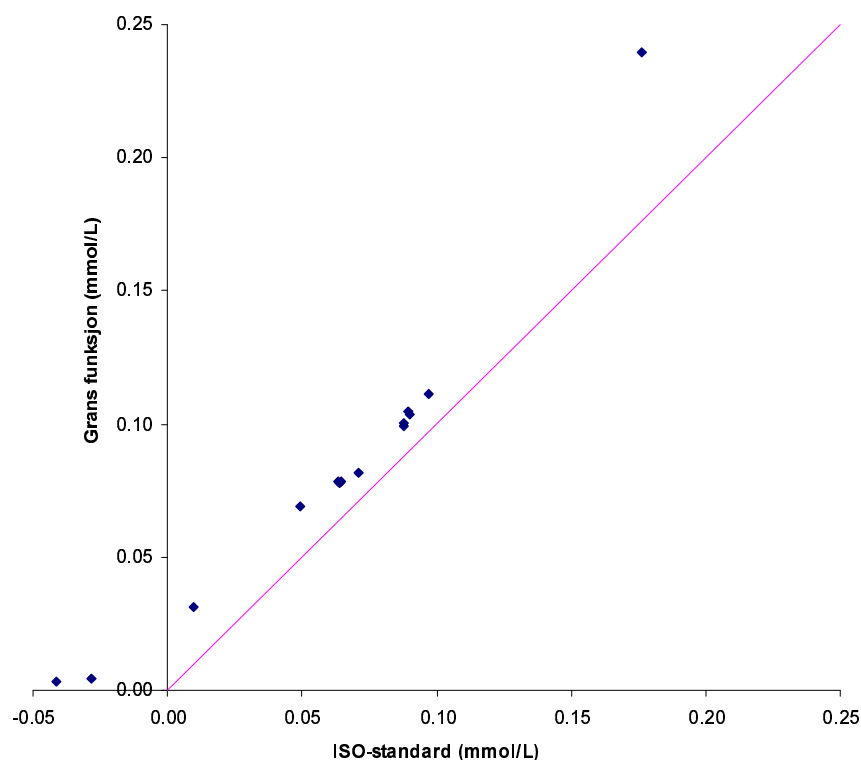
Variasjonen innen feltene er stor, men feltene viser relativt like verdier. Ledningsevnen i nedbøren og kronedryppet er noe høyere i Birkenes og Skjervatjern enn de andre feltene, noe som sannsynligvis har bakgrunn i sjøsalter og sur nedbør. Valkea-Kotinen har noe større ledningsevne i jordvæska fra myra på grunn av lav pH, mens de øvrige feltene er ganske like. Ledningsevnen i overflatevannet og jordvæska fra E-horisonten i Hietajärvi er noe lavere enn de øvrige feltene og dette skyldes i stor grad høy pH.

Tabell 5.5: Gjennomsnittlig ledningsevne (mS/m) i de forskjellige målepunktene.

	Overfl.- vann	Bulk nedbør	Krone- drypp	Histosol 5 cm	Histosol 15 cm	Podsol O	Podsol E
Hiet	1.6	1.2	2.7	2.8	2.9	5.9	2.1
Val-Kot	3.1	1.7	4.2	6.1	6.6	6.2	4.4
Svartb	3.4	1.6	6.0	3.1	2.6	6.8	3.6
Birk	3.3	3.6	3.8	2.8	2.8	8.0	3.3
Skjerv	2.8	3.1	3.8	3.2	2.5	5.3	2.3

5.2.2 Alkalinitet

Resultatene av alkalinitetsanalysen viste at det var relativt lite alkalinitet i prøvene som ble analysert. Figur 5.10 viser resultatene fra de to ulike metodene, ISO-standard og Grans plott, plottet mot hverandre. 0.11 mmol/L er høyeste alkalinitet i prøvene med unntak av en prøve fra Valkea-Kotinen med mye organisk materiale⁴ (jordvæske fra O-horisonten). Denne prøven fikk ikke en brå stigning i Grans plottet som vist i figur 3.1 på side 31, men en jevn stigning. Dette gjorde det vanskelig å finne punkter for å benytte Grans funksjon. Innholdet av organiske syrer bidrar sannsynligvis til den høye verdien.



Figur 5.10: Plott av alkalinitetsresultater beregnet ved hjelp av ISO-standard og Grans funksjon. Den rette linjen er 1:1.

Det er også verdt å merke seg at alle de øvrige prøvene får høyere verdi ved bruk av Grans funksjon enn ISO-standard. I tillegg er to av verdiene fra ISO-standard negative. Disse prøvene hadde pH på 4.6 og 4.8, og en nøyaktig titrering til 4.5 er vanskelig uten en svært svak titrand. Årsaken til at resultatene fra Grans funksjon ligger høyere enn ISO-standard kommer sannsynligvis av at ISO-standard ikke

⁴absorbans på 1.898 ved $\lambda = 254$ nm og TOC = 56.3 mg C/L

går langt nok ned i pH for å få med alle de organiske syrene og aluminiumshydroksider. I Grans plott vil disse protoneres før stigningen blir lineær. Det kan derfor konkluderes med at alkalinitet, slik prøveutvalget er her, bestemmes best ved hjelp av Grans plott. ISO-standarden vil gjøre seg bedre på prøver fra områder med mer basisk karakter.

5.2.3 Organisk materiale

Organisk materiale ble målt ved både spektrometri og TOC-analysator. Resultatene fra de spektrometriske målingene og analysen av TOC er hentet fra Evje (2002).

Prøver av kronedrypp som ble samlet om våren inneholdt ofte mye pollen og selv om disse prøvene ble filtrert hadde de svært høye verdier for TOC. En av nedbørsprøvene fra Valkea-Kotinen hadde også mye pollen og TOC-verdien ble høyere enn forventet.

5.2.3.1 UV/Vis-målinger

Utdrag av absorbansmålingene er gitt i tabell 5.6. Nedbør inneholder lite organisk materiale og nedbørsprøvene absorberte lite ved $\lambda = 254, 400$ og 600 nm. Unntaket var prøven med mye pollen, men absorbansen ved 254 nm ble ikke høyere enn 0.13 etter filtrering. I kronedryppet har Valkea-Kotinen og Svartberget vårprøver som skiller seg klart fra høstprøvene. Dette kan som nevnt skyldes pollen. Hietajärvi og Skjervatjern har lavest absorbans i kronedryppet.

I jordvæska fra myra er det store forskjeller mellom feltene. Valkea-Kotinen ligger høyest, Birkenes lavest og de tre øvrige feltene er ganske like. Verdiene blir gjenspeilet ganske bra av høyeste og laveste verdi og gjennomsnittet i tabell 5.6. Prøvene som ble tatt om våren ligger generelt noe høyere i absorbans enn de som ble tatt om høsten.

Det er store forskjeller innen feltene i absorbans i jordvæska fra O-horisonten. Det er ingen klar trend om det er jordvæske fra høst eller vår som absorberer mest. Absorbansen i prøvene fra Svartberget er noe høyere enn de andre. Også E-horisonten har stor spredning for flere av feltene, særlig Svartberget. Her er høstprøvene høyest (2.39 ved $\lambda = 254$ nm), mens vårprøvene ligger spredt nedover i verdi til 0.25 i absorbans ved $\lambda = 254$ nm. Hietajärvi ligger klart lavest.

Overflatevannet i Hietajärvi har som nevnt i feltbeskrivelsen lite TOC og er sammen med Birkenes lavest av alle feltene. Svartberget har mest (cirka to ganger gjennomsnittsverdien i tabell 5.6), mens Valkea-Kotinen og Skjervatjern ligger rundt gjennomsnittet.

Tabell 5.6: Gjennomsnitt og standardavvik for UV/Vis-målingene.

	Antall	254 nm	400 nm	600 nm
Bulk nedbør	19	0.030±0.035	0.007±0.010	0.004±0.004
Kronedrypp	20	0.667±0.981	0.062±0.090	0.010±0.011
Histosol 5 cm	24	0.757±0.420	0.085±0.044	0.007±0.004
Histosol 15 cm	22	0.971±0.392	0.109±0.039	0.010±0.003
O-horisont	19	2.017±1.246	0.219±0.148	0.022±0.014
E-horisont	21	0.840±0.747	0.089±0.079	0.007±0.005
Overflatevann	13	0.448±0.417	0.061±0.043	0.008±0.006

5.2.3.2 Total organisk karbon målinger

Målt total organisk karbon følger de samme trendene som UV-absorbansen. I tabell 5.7 er verdier fra de forskjellige målepunktene oppgitt.

Tabell 5.7: Målt total organisk karbon i mg C/L. Antall prøver er det samme som i tabell 5.6.

	Gj.snitt	Stdav	Laveste	Høyeste
Bulk nedbør	2.0	2.5	0.1	11.2
Kronedrypp	24.7	37.4	4.2	152
Histosol 5 cm	17.4	11.0	4.0	41.3
Histosol 15 cm	22.9	11.2	7.2	50.5
O-horisont	48.2	26.9	20.9	117
E-horisont	20.4	14.7	5.9	46.7
Overflatevann	8.4	4.4	3.5	18.6

I figur 5.11 er TOC plottet mot absorbans ved 254 nm. Med unntak av tre uteliggere⁵ i kronedrypp og jordvæske fra O-horisonten, er det bra samsvar mellom TOC og absorbans ved 254 nm. Regresjonsuttrykket ble

$$\text{TOC} = 23.92 \cdot \text{Abs}_{254} + 0.29 \quad (5.7)$$

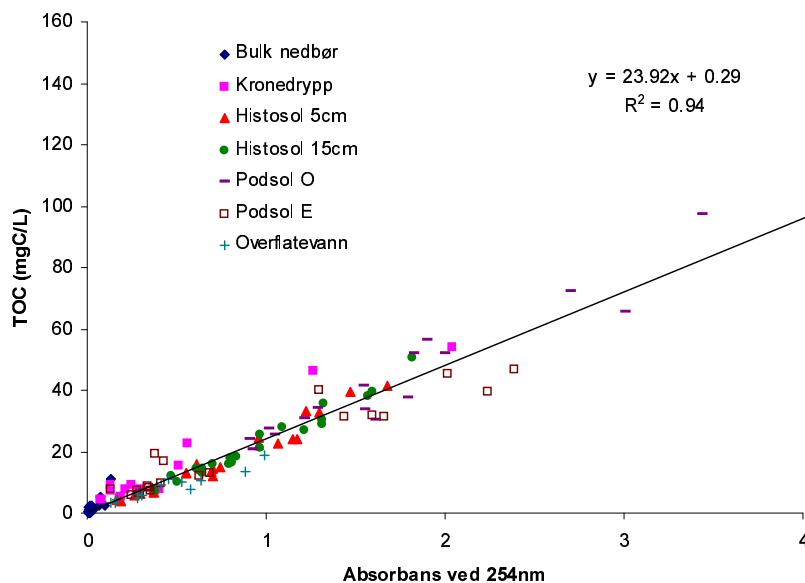
med $R^2 = 0.94$. Absorbans ved 400 nm gir også en god funksjon for TOC:

$$\text{TOC} = 211.3 \cdot \text{Abs}_{400} + 0.62 \quad (5.8)$$

med $R^2 = 0.84$ (basert på samme datasett som likning 5.7).

I tabell 5.8 er tilsvarende verdier som i tabell 5.7 for gjennomsnittlig spesifikk

⁵Tydelige uteliggere ved visuell vurdering og standardisert residual i Minitab var høyt for alle tre verdiene. R^2 endret seg fra 0.77 til 0.94 ved å fjerne de tre verdiene.



Figur 5.11: TOC plottet mot absorbans ved 254 nm.

UV-absorbans (sUVa⁶) og «spectral absorbency ratio» SAR⁷. Verdiene indikerer at det er forskjell i det løste organiske materialet fra de forskjellige målepunktene. Det er også stor variasjon innen hvert felt. Relativt standardavvik ligger mellom 10 og 40%, med unntak av bulk nedbør som er over 100%. For SAR ligger relativt standardavvik mellom 40-60%. SAR og TOC-verdiene fra histosol ved 5 og 15 cm korrelerer ($R^2 = 0.55$), men for de øvrige målepunktene er det ingen synlig korrelasjon.

Av sUVa-verdiene er det tydelig at andelen konjugerte dobbeltbindinger i det organiske materialet øker etter hvert som det går gjennom feltet og ut i overflatevannet. Dette kommer blant annet av ultrafiolett stråling (fotodegradering) og mikrobiologisk nedbrytning av energirike og ustabile deler av det organiske materialet.

SAR indikerer at forholdet mellom store fargede og mindre organiske molekyler holder seg stabilt i myra, mens forholdet øker fra O-horisonten til E-horisonten. I overflatevannet er SAR redusert i forhold til både jordvæska fra myr og podsol. Reduksjonen i SAR indikerer tap av lavmolekylære organiske forbindelser fra jordvæske til overflatevann. Selv om de relative standardavvikene er store for SAR er endringen i molekylvekts sammensetning signifikant.

⁶UV-absorberende funksjonelle grupper (aromatisk, karbonyl og karboksyl) relativt til total karbon. $sUVa = Abs_{254\text{ nm}} \cdot 100 / TOC$ (Abbt-Braun og Frimmel, 1999). Faktoren på 100 gjør absorbansen om til absorbans per meter isteden for centimeter.

⁷ $SAR = Abs_{254\text{ nm}} / Abs_{600\text{ nm}}$ (Abbt-Braun og Frimmel, 1999). UV-absorberende funksjonelle grupper relativt til store fargede organiske molekyler.

Tabell 5.8: Gjennomsnittlig sUVa og SAR med standardavvik for de forskjellige målepunktene. SAR har ingen benevning.

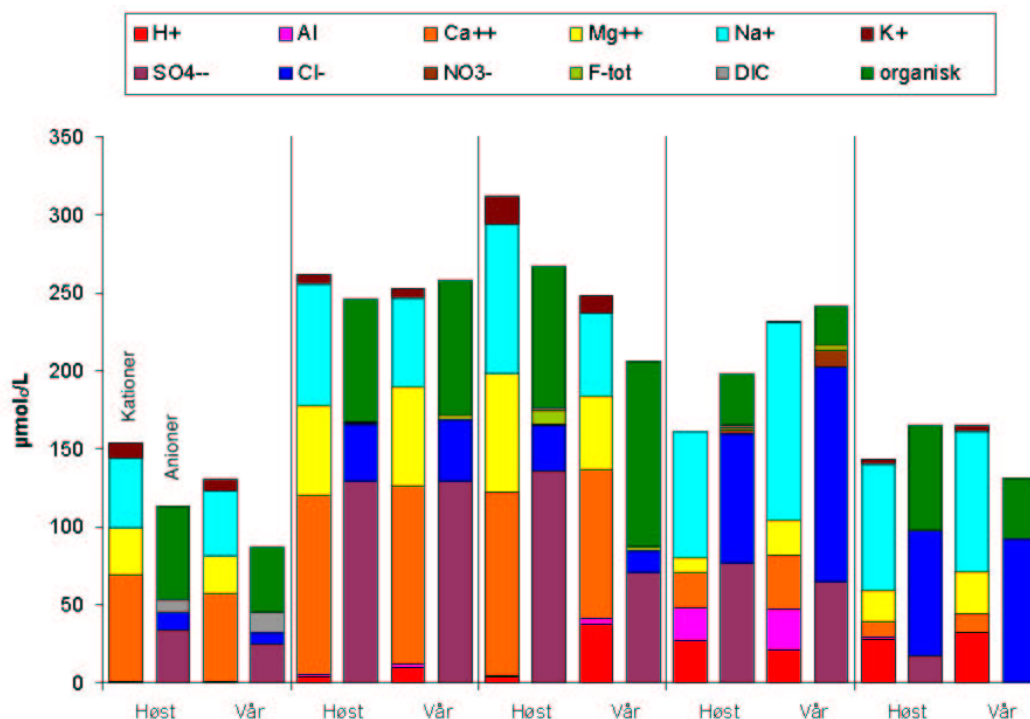
	sUVa (L/(mg C m))			SAR		
	Gj.snitt	Stdav	Rel.stdav	Gj.snitt	Stdav	Rel.stdav
Bulk nedbør	2.4	3.0	125	6.2	2.8	45
Kronedrypp	3.2	1.3	41	60	35	58
Histosol 5 cm	4.6	0.6	13	111	47	42
Histosol 15 cm	4.4	0.5	11	111	59	53
O-horisont	3.9	0.7	18	98	40	41
E-horisont	4.2	1.1	26	140	81	58
Overflatevann	5.1	1.2	24	68	33	49

5.2.4 Hovedioner

Hvilke ioner som dominerer de fem forskjellige feltene skiller seg tydelig med plassering. De to norske feltene har langt mer natrium og klorid enn de tre øvrige feltene og dette er de dominerende ionene. I det svenske og de to finske feltene er kalsium hovedsakelig dominerende kation. Sulfat er det dominerende anionet, men det er også en del klorid i disse tre feltene.

Den kjemiske sammensetningen av overflatevannet er vist i figur 5.12. Hietajärvi er det klart mest ionefattige feltet, noe som går igjen jevnt over i alle målepunktene. Kalsium, sammen med natrium og magnesium, er de dominerende kationene i de finske og det svenske feltet. Sulfat og organiske anioner er de dominerende anionene. I de norske feltene er natrium og klor dominerende, men det er verdt å merke seg at Birkenes har langt mer aluminium enn noen av de andre feltene. Hovedforskjellen i overflatevannet mellom Birkenes og Skjervatjern, i tillegg til aluminium, er mer organisk materiale i Skjervatjern og mer kalsium i Birkenes.

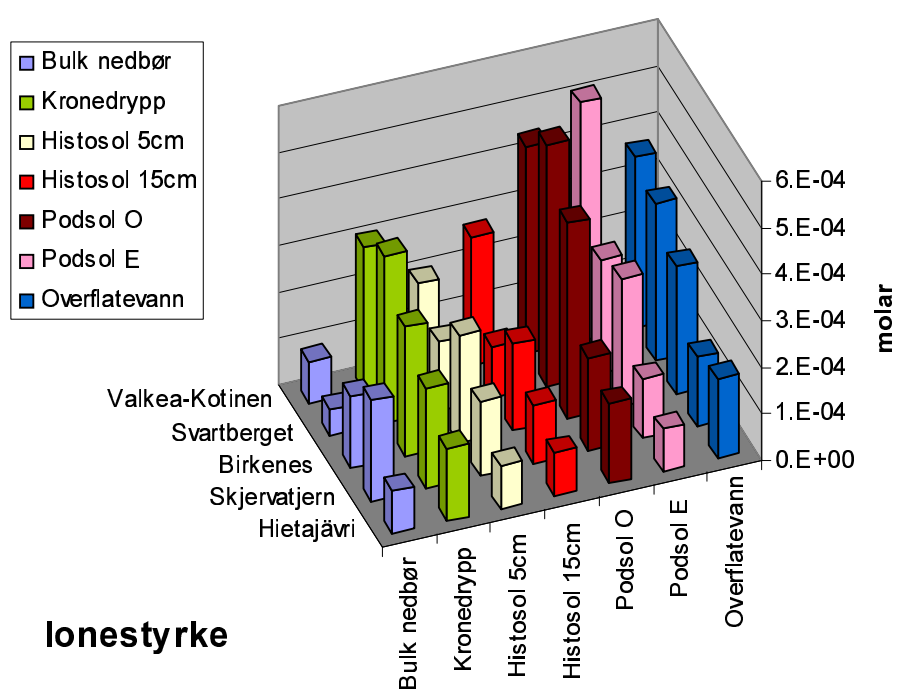
Gjennomsnittlig ionestyrke fra de syv forskjellige målepunktene i hvert felt er plottet i figur 5.13. Hietajärvi er som nevnt det mest ionefattige feltet og det kommer tydelig fram her. Skjervatjern ligger jevnt over litt høyere, men ikke mye. Valkea-Kotinen og Svartberget ligger høyest i kronedryppet, podsol-horisontene og overflatevannet, men i histosol-horisontene er det Valkea-Kotinen og Birkenes som har størst ionestyrke. Spennet i hovedionene er gitt i tabell 5.9.



Figur 5.12: Kjemi i overflatevannet. Organisk ladning kommer fra den originale modellen til Oliver et al. (1983). Aluminium er modellert i ALCHEMI.

Tabell 5.9: Spennet i verdier for de dominerende kat- og anionene i de fem feltene. «dg» angir at laveste verdi er under deteksjonsgrensen.

Ion →	Ca ²⁺	Na ⁺	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻
Målepunkt ↓	µmol _c /L			
Bulk nedbør	dg - 50	dg - 123	10 - 84	3.1 - 161
Kronedrypp	1.2 - 132	1.4 - 215	12 - 143	7.2 - 226
Histosol 5cm	2.1 - 50	21 - 123	dg - 76	2.2 - 154
Histosol 15cm	9.0 - 122	15 - 174	dg - 120	7.6 - 164
Podsol O	7.6 - 284	dg - 271	14 - 92	2.2 - 285
Podsol E	6.0 - 160	12 - 246	dg - 222	6.5 - 81
Overflatevann	7.5 - 118	42 - 126	dg - 135	6.8 - 138



Figur 5.13: Ionestyrke. Feltene er forsøkt sortert etter avtagende ionestyrke.

5.2.5 Diskusjon av vannresultater

Det er bare mindre forskjeller i verdiene for pH, ledningsevne og DOC i overflatevannet i forhold til de tidligere verdiene som er gitt i feltbeskrivelsen. De tidligere resultatene er hovedsakelig gjennomsnittsverdier og det er naturlig at enkeltmålinger varierer noe fra disse, blant annet på grunn av naturlige variasjoner i klima (temperatur, nedbør, snøsmelting).

Ionebalansen i overflatevannet (figur 5.12) er ikke optimal. Den største usikkerheten ligger sannsynligvis i organisk ladning og bidraget fra aluminium fordi disse verdiene er basert på modeller. I tidligere studier ligger områdene med Hietajärvi, Valkea-Kotinen og Svartberget høyere i alkalinitet enn resultatene som ble funnet (Skjelkvåle et al., 2001) og dette kan forklare noe av underskuddet i anioner. Resultatene kommer fra ulike analyser og dette vil i sum bidra til den totale usikkerheten.

Den spesifikke ledningsevnen til H^+ er langt høyere enn for de øvrige hovedionene og pH styrer derfor i stor grad ledningsevnen. Det er derfor naturlig at det ble funnet en tydelig sammenheng mellom pH og ledningsevne.

Konsentrasjonen av TOC er stabil i jordvæska fra myr (det er en svak økning fra 5 til 15 cm), men avtar kraftig fra O- til E-horisont i podsol. Jordvæska i E-horisonten har liknende konsentrasjon av TOC som jordvæska i myra. Svartberget har høyest konsentrasjon av TOC i overflatevannet, noe som mest sannsynlig skyldes at overflatevannet er tatt i en førsteordens bekk. Hietajärvi, som har lav konsentrasjon av TOC i overflatevannet, har en stor innsjø med lang oppholdtid og sannsynligvis et betydelig innsig av grunnvann. I løpet av oppholdstiden vil nedbrytning og utfelling av organisk materiale være sannsynlig og tilførselen av organisk fattig grunnvann vil fortenne konsentrasjonen av TOC. Birkenes har også lav konsentrasjon av TOC i overflatevannet. Her er en mulig forklaring lang tids påvirkning av sur nedbør. Utfelling med for eksempel aluminium og protonisering vil kunne være mulige prosesser kan bidra til den lave konsentrasjonen av TOC.

Av sUVA-verdiene er det tydelig at det organiske materialet endrer karakter fra nedbør og kronedrypp, gjennom jorda og ut i overflatevannet. Andelen konjugerte dobbeltbindinger i det organiske materialet øker med «alderen» på vannet. SAR avtar fra jordvæske til overflatevann, noe som indikerer at molekylvekten til det organiske materialet øker. Noe av årsaken til dette er at alifatiske, lavmolekylære forbindelser brytes lettere ned av mikroorganismer enn store aromatiske forbindelser.

5.2.5.1 Marin påvirkning

Alle feltene ligger over marin grense, unntatt Svartberget som har grensen midt i feltet. Ingen av feltene skal derfor være påvirket av tidligere havnivå. De to norske

feltene ligger nærmere kysten enn de andre og begge feltene mottar mye nedbør (1500-2500 mm). I denne nedbøren vil det naturlig være en del sjøsalter og det vil ha to effekter i jordkjemien.

1. Ionestyrken vil øke (salteffekten) og polyvalente ioner går i løsning.
2. Aluminiumsaktiviteten er lavere enn Ca-aktiviteten. Dette favoriserer aluminium i løsning.

Dette sees klart i Birkenes som har høy konsentrasjon av aluminium.

Konsentrasjonen av klorid i overflatevannet i Birkenes og Skjervatjern er cirka ti ganger høyere enn i Hietajärvi (figur 5.12). Dette forholdet og konsentrasjonen av klorid i alle feltene stemmer bra med tidligere resultater (Skjelkvåle et al., 2001).

5.2.5.2 Dekker dette Norden?

En viktig forutsetning for at NOMiNiC-prosjektet skal kunne være dekkende for Norden, er at feltene gir et tilstrekkelig representativt bilde av Norden. Samtidig må feltene være like nok til at prøvene kan sammenlignes og derfor er Danmark og Island er utelatt. Klimatisk dekker de fem feltene Norden godt.

Med bakgrunn i Skjelkvåle et al. (2001) ser det ut til at de fem feltene dekker Norden bra for de parameterne som er analysert: pH, ledningsevne, SO_4 , Cl, F, NO_3 , Ca, Mg, Na, K og TOC.

5.3 RO-isolater

5.3.1 Egenskaper til isolatet

5.3.1.1 Vanninnhold, glødetap og askeinnhold

Askeinnholdet (tabell 5.10) til prøvene ble beregnet ut i fra glødetapet (100% - glødetap). Det ser ut til å være klare forskjeller mellom sesongene. Askeinnholdet er høyere i vårprøvene enn i prøvene som ble tatt om høsten. Unntaket er Svartberget, men det kan skyldes større vannføring under prøvetakingen på våren (vannføring vår; 3.216 mm/dag, høst; 0.087 mm/dag) (Vogt et al., 2001).

RO-isolatene er hygroskopiske og vanninnholdet (også gitt i tabell 5.10) var høyest i isolatene fra høsten (3.6-8.8%). Vanninnholdet i isolatene fra våren lå mellom 1.2-5.1%. Det ser ut til å være en mulig sammenheng mellom tetthet og evnen til å trekke til seg vann. Isolater med lav tetthet tiltrekker seg mest vann og lineær regresjon mellom tetthet og vanninnhold gir $R^2 = 0.45$.

Tabell 5.10: Egenskaper til RO-isolatene: askeinnhold, vanninnhold (i parentes), og tetthet. Aske- og vanninnhold er fra Andersen (2000).

	Aske- og vanninnhold (%)		Tetthet (g/mL)	
Felt	Høst	Vår	Høst	Vår
Hietajärvi	43.6 (6.3)	51.6 (2.8)	0.027	0.110
Valkea-Kotinen	47.9 (6.7)	49.4 (2.2)	0.019	0.027
Svartberget	56.6 (8.8)	31.1 (5.1)	0.007	0.010
Birkenes	55.2 (3.6)	66.2 (2.4)	0.212	0.401
Skjervatjern	28.9 (3.8)	42.2 (1.2)	0.172	0.301

5.3.1.2 Tetthet

Tettheten til RO-isolatene er svært ulike, helt opp i en faktor på 54 (tabell 5.10). Feltene har høyest tetthet på isolatene som ble tatt om våren. Forskjellen mellom høst og vår er spesielt stor i Hietajärvi (fire ganger større tetthet). For de øvrige feltene er forholdet mellom 1.4 og 1.9.

5.3.1.3 Oktanol-vann

Løseligheten i oktanol av UV-absorberende materiale i RO-isolatene er gitt i tabell 5.11. For tre av feltene er det liten forskjell mellom verdiene fra høst og vårprøven, mens i Hietajärvi og Skjervatjern øker K_{ow} -verdiene med henholdsvis 55 og 30%. Gjennomsnittlig er K_{ow} høyest om våren.

Ingen sterke sammenhenger mellom K_{ow} -verdiene og andre parametere fra feltene er funnet, men K_{ow} og sUVa korrelerer negativt ($R^2 = 0.46$). TOC og K_{ow} korrelerer dårlig, $R^2 = 0.04$. Korrelasjonen mellom resultatene og pH i løsningen var god, R^2 fra 0.9212 til 0.9997.

Tabell 5.11: K_{ow} -verdier for RO-isolatene.

Felt	Høst	Vår
Hietajärvi	0.40	0.62
Valkea-Kotinen	0.57	0.54
Svartberget	0.36	0.31
Birkenes	0.28	0.33
Skjervatjern	0.41	0.53
Gjennomsnitt	0.40	0.47

5.3.1.4 Total karbon og total nitrogen

Total karbon og total nitrogen ble analysert med en CHN-analysator (Andersen, 2000). Resultatene i tabell 5.12 er gitt som andel karbon og nitrogen av glødetapet.

Resultatnene viser liten variasjon mellom feltene og mellom sesongene, men i snitt er det noe mer karbon i det organiske materialet (glødetapet) om våren. I forholdet mellom karbon og nitrogen ligger Skjervatjern gjennomsnittlig høyest og Birkenes lavest. Verdiene for total nitrogen er lave og en liten endring utgjør stor forskjell i forholdet med karbon. Variasjonen mellom høst og vår i C/N-forholdet er liten i Valkea-Kotinen og Skjervatjern (henholdsvis en økning på 4 og 6%). Begge disse feltene ble prøvetatt fra innsjø, mens Hietajärvi som også ble prøvetatt fra innsjø hadde en nedgang i C/N-forholdet på -18%. Dette er likevel mindre enn variasjonen i bekkeprøvene fra Svartberget (35% økning) og Birkenes (nedgang på 29%). Dette kan tyde på at forholdet mellom karbon og nitrogen er mer stabilt i organisk materiale fra større vannkilder.

Tabell 5.12: Andel total karbon og total nitrogen i glødetapet til RO-isolatene (Andersen, 2000).

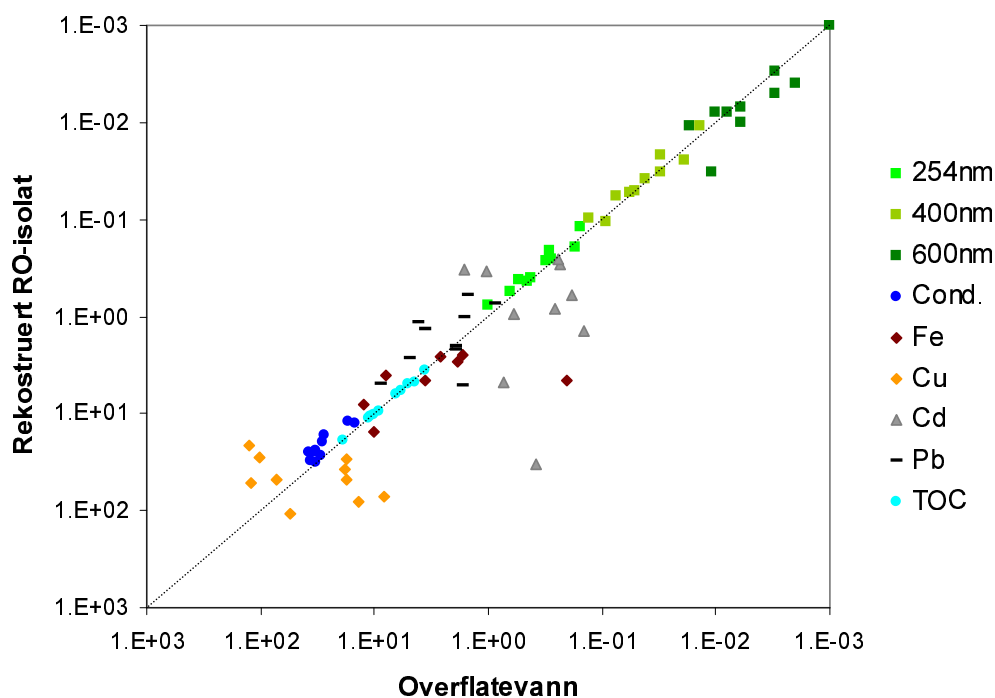
Felt	Tot. C (%)		Tot. N (%)		C/N	
	Høst	Vår	Høst	Vår	Høst	Vår
Hitajärvi	48.2	52.3	1.0	1.4	46.9	38.4
Valkea-Kotinen	50.1	49.8	1.5	1.4	33.0	35.1
Svartberget	46.8	49.1	1.1	0.9	42.3	57.3
Birkenes	47.5	48.5	1.4	2.0	33.3	23.8
Skjervatjern	50.5	50.7	0.9	0.9	55.2	57.5

5.3.2 Rekonstruert vann

RO-isolatene ble oppløst med hensyn på innhold av karbon og TOC-verdiene i de oppløste RO-isolatene ligger veldig tett opp mot originalvannet (figur 5.14). Prosentvis avvik ligger mellom -1 og 1 for åtte av de ti prøvene, mens de to siste avviker med -3% (Valkea-Kotinen høst) og -7% (Hietajärvi vår).

5.3.2.1 UV/Vis-målinger

Resultatene for UV/Vis-målingene for oppløste RO-isolater er gitt i tabell 5.13. Svartberget er tydelig det feltet som absorberer mest ved alle tre bølgelengdene. Birkenes og Hietajärvi har de laveste verdiene. Disse verdiene stemmer godt overens med målingene som ble gjort på overflatevannet (avsnitt 5.2.3.1), men verdiene for 254 og 400 nm ligger jevnt over noe lavere for de oppløste RO-isolatene (gjennomsnittlig henholdsvis 12 og 6% lavere). Absorbansen ved 600 nm ligger derimot høyere for over RO-isolatene, men verdiene er lave slik at små avvik vil gir store prosentvise utslag. Av figur 5.14 ser det ut til at de optiske egenskapene er tilnærmet like i overflatevannet og i de oppløste RO-isolatene.



Figur 5.14: Sammenligning av originalt vann med oppløst RO-isolat.

Absorbansen til vårprøven i Hietajärvi ligger lavere i forhold til originalvannet enn de øvrige prøvene og underskuddet i TOC forklarer dette.

5.3.2.2 pH og ledningsevne

pH og ledningsevne i de oppløste RO-isolatene er gitt i tabell 5.14. Svartberget og Birkenes har en del forskjeller mellom pH i prøvene fra høst og vår, mens de øvrige feltene viser like verdier. Disse feltene har ikke en innsjø som vannkilde og det er trolig at dette kan være en forklaring på hvorfor sesongvariasjonen er så stor.

Ledningsevnen varierer noe mellom høst og vår for alle feltene, men mest i Svartberget og Valkea-Kotinen (forskjell på henholdsvis 0.6 og 0.5 mS/m). Med unntak av Svartberget er ledningsevnen størst i vårprøvene.

Forskjellen mellom feltene er betydelig for både pH og ledningsevne. Dette indikerer klart forskjeller i egenskaper til isolatene.

5.3.2.3 Anioner

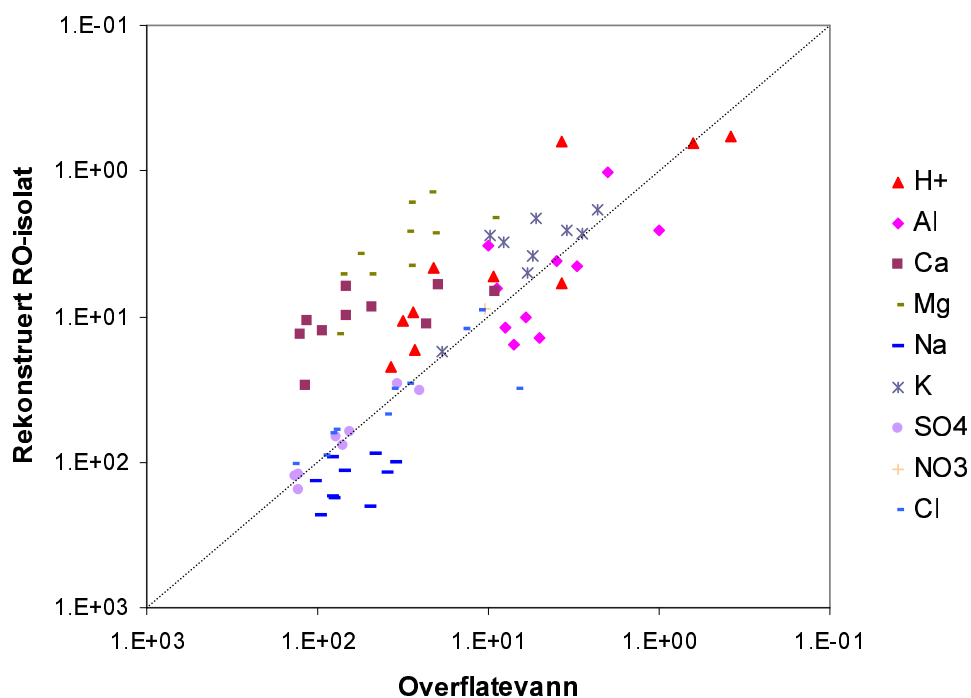
Resultatene er gitt i tabell E.4. I figur 5.15 er resultatene for sulfat, nitrat og klorid presentert i et log-log plott. Verdiene holder seg rimelig tett rundt 1:1-linjen, men klor

Tabell 5.13: UV/Vis-data for oppløste RO-isolater.

Felt	Sesong	254 nm	400 nm	600 nm
Hietajärvi	Høst	0.253	0.033	0.005
	Vår	0.196	0.025	0.004
Valkea-Kotinen	Høst	0.402	0.051	0.010
	Vår	0.443	0.054	0.008
Svartberget	Høst	0.559	0.107	0.033
	Vår	0.759	0.097	0.011
Birkenes	Høst	0.214	0.022	0.003
	Vår	0.118	0.011	0.001
Skjervatjern	Høst	0.419	0.058	0.008
	Vår	0.268	0.038	0.007

Tabell 5.14: pH og ledningsevne i oppløste RO-isolater.

Felt	pH		Ledningsevne (mS/m)	
	Høst	Vår	Høst	Vår
Hitajärvi	6.19	6.24	1.2	1.3
Valkea-Kotinen	5.23	5.28	2.7	3.2
Svartberget	6.20	4.65	3.1	2.5
Birkenes	4.77	5.34	2.4	2.6
Skjervatjern	5.03	4.97	1.7	2.0



Figur 5.15: Sammenligning av ioner i originalt vann med oppløst RO-isolat. Før RO-isoleringen gikk vannet gjennom en Na^+ -kationbytter.

har i snitt blitt noe oppkonsentrert. Det er verdt å nevne at det bare ble målt nitrat over deteksjonsgrensen i to av de ti oppløste isolatene ved kjøring på IC. Gjessing et al. (1999) observerte tap av nitrat på over 50% i oppløste RO-isolater. Analysen av fluorid i de oppløste isolatene var beheftet med store feil og har ikke blitt inkludert i plottet.

5.3.2.4 Kationer

Som for anioner er resultatene fra analysen gitt i tabell E.4. Før RO-isoleringen ble vannet kjørt gjennom en kationbytter (avsnitt 3.4.1) og kationene skulle derfor ha blitt byttet ut med natrium. Denne utbyttingen har ikke vært fullstendig for noen av kationene. For kalsium: 26-91%, magnesium: 77-94% og kalium: 5-72%. Tilsvarende resultater ble funnet av Gjessing et al. (1999). Der det ble fjernet minst, var der konsentrasjonen av ioner var lav. Årsaken til dette kan være organisk kompleksbinding av ionene slik at de ikke er tilgjengelige for ionebytteren eller at ionene (særlig kalium) inngår som en del av det organiske materialet. Kationene er plottet sammen med anionene i figur 5.15.

5.3.3 Diskusjon av RO-resultater

5.3.3.1 Optiske egenskaper

Vårprøven fra Hietajärvi er den eneste prøven som har høyere verdi for sUVa i det oppløste RO-isolatet enn i overflatevannet, men denne prøven avviker også noe i TOC fra originalvannet. For de øvrige prøvene ligger sUVa mellom 3-25% høyere i det originale overflatevannet. Absorbansen i UV-området er pH-avhengig fordi protonering/deprotonering av de organiske molekyler vil endre de konjugerte dobbeltbindingene (Abbt-Braun og Frimmel, 1999). De fleste løsningene med oppløst RO-isolat fikk høyere pH enn det opprinnelige overflatevannet og for de prøvene (Valkea-Kotinen høst og Hietajärvi vår, de samme som hadde avvik i TOC) som fikk lavere pH, var endringen fra opprinnelig pH liten.

En annen mulig faktor kan være at det organiske materialet har endret karakter etter isoleringen. Tap av materiale i RO-isoleringen er også mulig, men Vogt et al. (2001) fant at dette ikke var signifikant. Cirka 90% av organisk karbon gjenfinnes ved bruk av RO-isolering (Gjessing et al., 1998; Gjessing et al., 1999).

5.3.3.2 Ledningsevne

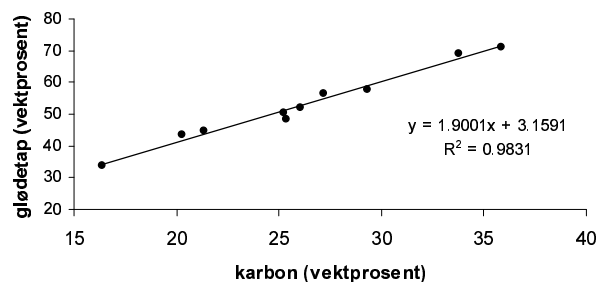
Ledningsevnen er lavere i det oppløste RO-isolatet (2-39%) i forhold til overflatevannet og dette skyldes i hovedsak forskjellen i pH. Ionestyrken til den kationbyttede løsningen vil bli lavere når divalente og trivalent ioner byttes ut fordi den økte konsentrasjonen ikke vil veie opp for den kvadrerte ladningen (se likning B.8 på side 105). Lavere ionestyrke vil senke aktiviteten i løsningen og bidra til en lavere ledningsevne.

5.3.3.3 Glødetap, total karbon og total nitrogen

Multippel regresjonsanalyse mellom total karbon og total nitrogen mot glødetap viste at sammenhengen mellom total karbon og glødetap var veldig god, mens bidraget fra total nitrogen ikke bidro positivt. Regresjonslikningen ble:

$$\text{Glødetap} = 1.90 \cdot \% \text{ total karbon} + 3.16 \quad (5.9)$$

med $R^2 = 0.983$. Glødetap og total karbon er plottet i figur 5.16. Summen av total karbon og total nitrogen utgjør cirka halvparten av glødetapet (bidraget fra nitrogen er lite). Dersom en tar utgangspunkt i at det organiske materialet kan ha en molekylformel som $\text{C}_{32}\text{H}_{80}\text{O}_{33}\text{N}_5\text{P}_{0.3}$, vil oksygen utgjøre størsteparten av glødetapet som det ikke er redegjort for.



Figur 5.16: Glødetap plottet mot total karbon i RO-isolater

5.3.3.4 Sammenligning med andres resultater

Analyse og karakteristikk av RO-isolater fra Norge har vært beskrevet i Abbt-Braun og Frimmel (1999) og Gjessing et al. (1999). I disse arbeidene er isolater fra Birkenes og Skjervatjern benyttet og prøvene fra disse to feltene ble tatt våren 1996. Verdiene fra NOMiNiC-prosjektet og disse to artiklene er gjengitt i tabell 5.15.

Tabell 5.15: Sammenligning av resultater for askeinnhold og total karbon med verdier fra Abbt-Braun og Frimmel (1999) (AB-F) og Gjessing et al. (1999) (G).

Felt	Askeinnhold (%)				Total karbon (%)			
	Høst	Vår	AB-F	G	Høst	Vår	AB-F	G
Birkenes	55.2	66.2	57.6	67.8	21.3	16.4	15.6	15.5
Skjervatjern	28.9	42.2	33.7	36.7	35.9	29.3	34.1	33.4

Det er tydelig at det er en viss variasjon mellom prøvene, men i forhold til hverandre viser de like trender. Askeinnholdet er størst i Birkenes og dette er noe som går igjen i sure områder (Gjessing et al., 1999). Det er verdt å merke seg forskjellen i askeinnhold mellom Abbt-Braun og Frimmel (1999) og Gjessing et al. (1999). Innholdet av total karbon i prøvene fra Skjervatjern er nesten dobbelt så stort som i Birkenes. Total nitrogen er ikke inkludert i tabell 5.15, men verdiene fra de to publikasjonene er svært like resultatene i tabell 5.12.

Løselighet i oktanol Løseligheten i oktanol ble gjort på samme måte som i Gjessing et al. (1999) for å kunne sammenligne resultatene. Verdiene for Birkenes og Skjervatjern er gitt i tabell 5.16. Her er det tydelig at K_{ow} til isolatene fra Birkenes holder seg likt i de tre prøvene, mens variasjonen i Skjervatjern er ganske stor.

Variasjon mellom høst og vår ble også funnet av Gjessing et al. (1999) der det var to prøver som var tatt vår og høst. Her var det en endring fra 0.33 om våren til 0.18 om høsten. Resultatene i tabell 5.11 viste at i tre av feltene var det lavere K_{ow} -verdier om høsten enn om våren, mens i de to andre var det motsatt.

Tabell 5.16: Sammenligning av resultater for K_{ow} med verdier fra Gjessing et al. (1999).

Felt	Høst	Vår	Gjessing et al. (1999)
Birkenes	0.28	0.33	0.30
Skjervatjern	0.41	0.53	0.27

I Gjessing et al. (1999) var det to isolater som hadde K_{ow} -verdier som var langt høyere enn de øvrige syv (1.21 og 3.06). Spennet mellom disse syv er 0.09-0.54, mens prøvene i tabell 5.11 ligger mellom 0.28-0.62.

Tetthet Variasjonen i tetthet mellom isolatene fra Birkenes og Skjervatjern og tilsvarende isolater i Gjessing et al. (1999) er stor. Metoden for å bestemme tettheten har dårlig repeterbarhet og sammenligning mellom de ulike resultatene har derfor liten hensikt. Det er verdt å merke seg at Gjessing et al. (1999) fant en økning i tetthet fra høst til vår i isolatet som var prøvetatt ved begge årstidene.

5.3.3.5 Variasjon mellom felter og sesonger

Ved hjelp av PCA-analyse⁸ kommer det tydelig fram at RO-isolatene har feltspecifikke egenskaper (Vogt et al., 2003). Egenskapene til RO-isolatene varierer langt mindre mellom prøvene som ble tatt høst og vår enn de gjør mellom feltene.

⁸Principal component analysis.

Kapittel 6

Konklusjon

Målet for oppgaven har vært å beskrive de fysiokjemiske egenskapene til de fem prøvefeltene i NOMiNiC-prosjektet. Dette har vært gjort for å kunne bestemme om de valgte feltene egner seg som kilder for sammenlignbart NOM og om de er representative felter for Norden.

For å kunne sammenligne NOM er det behov for en grunnleggende likhet i kilde-materialet. Alle feltene har sure jordsmonn, med lyng og barskog som hovedkilde til nedbrytbart organisk materiale. For å kunne tolke resultatene bør feltene ha store gradienter i egenskaper som kan påvirke NOM. Feltene spenner over det nordiske klimaet og har store forskjeller i antropogen deposisjon. Feltene varierer også med hensyn på størrelse, morfologi og relative forhold mellom innsjø, skog og myr.

Resultatene viser at de utvalgte prøvefeltene er dekkende for Norden og har store gradienter i egenskaper. Det er stor variasjon i det organiske materialet som er samlet og variasjonen er større mellom feltene enn mellom sesongene. Prøvene fra Svartberget tyder på at avrenningen har stor betydning for mengden og sammensetningen av NOM.

Datasettet som er generert har vært benyttet i sluttrapporten for prosjektet (Vogt et al., 2001) samt i flere publikasjoner (Vogt et al., 2003; Vogt et al., 2002; Evje, 2002; Larsen og Vogt, 2001).

Bibliografi

- Abbt-Braun, G. og Frimmel, F. H. (1999), 'Basic characterization of Norwegian NOM samples – similarities and differences', *Environment International* **25**(2/3), 161–180.
- Amacher, M. C., Henderson, R. E., Breithaupt, M. D., Seale, C. L. og LaBauve, J. M. (1990), 'Unbuffered and buffered salt methods for exchangeable cations and effective cation-exchange capacity', *Soil Science Society of America Journal* **54**(4), 1036–1042.
- Andersen, D. O. (2000), 'Upubliserte data'. Høgskolen i Agder, Kristiansand.
- Appelo, C. A. J. og Postma, D. (1999), *Geochemistry, groundwater and pollution*, A.A. Balkema.
- Atkins, P. W. (1990), *Physical chemistry*, fourth edn, Oxford University Press, Walton Street, Oxford OX2 6DP.
- Bartels, J. M., ed. (1996), *Chemical Methods*, number 3 in 'Methods of Soil Analysis', Soil Science Society of America, pp. 963–974.
- Bergström, I., Mäkelä, K. og Starr, M. (1995), Integrated monitoring programme in Finland. First national report, report 1, The Finnish Ministry of the Environment, Environmental Policy Department, Helsinki. eds.
- Bishop, K. H., Grip, H. og O'Neill, A. (1990), 'The origins of acid runoff in a hillslope during storm events', *Journal of Hydrology* **116**, 35–61.
- Bishop, K., Lee, Y.-H., Pettersson, C. og Allard, B. (1995), 'Methylmercury output from the Svartberget catchment in northern Sweden during spring flood', *Water, Air and Soil Pollution* **80**(1-4), 445–454.
- Bolt, G. H. og Bruggenwert, M. G. M. (1976), *Soil chemistry. A. Basic elements*, Elsevier scientific publishing company.

- Christophersen, N., Seip, H. M. og Wright, R. F. (1982), 'A model for streamwater chemistry at Birkenes, Norway', *Water Resources Research* **18**(4), 977–996.
- Dale, T., Henriksen, A., Joranger, E. og Krog, S. (1974), Vann- og nedbørskjemiske studier i Birkenesfeltet for perioden 20. juli 1972 til 31. april 1973, teknisk notat 1/74, Norges landbruksvitenskapelige forskningsråd/Norges Teknisk-Naturvitenskapelige forskningsråd.
- Degermark, C. (1997), Klimat och vattenkemi vid Svartberget; Referensmätning 1996, rapport, Sveriges lantbruksuniversitet, Vindelens försöksparker. red.
- DNMI (2002), 'Måledata fra Met.no', e-post.
- Edmeades, D. C. og Clinton, O. E. (1981), 'A simple rapid method for the measurement of exchangeable cations and effective cation exchange capacity', *Communications in soil science and plant analysis* **12**(7), 683–695.
- EMEP (2001), Transboundary acidification, eutrophication and ground level ozone in Europe, Summary report 1, Norwegian Meteorological Institute. Chapter 3.
- Evje, L. G. (2002), Fysiokjemiske egenskaper til løst naturlig organisk materiale i Norden, hovedoppgave, Universitetet i Oslo, Kjemisk institutt.
- FitzPatrick, E. A. (1983), *Soils: their formation, classification and distribution*, Longman.
- Fjeldal, P. H. (1992), Jordkjemiens betydning for bekkevannskvaliteten ved tre nedbørfelter i Norge, hovedoppgave, Universitetet i Oslo, Kjemisk institutt.
- Fonahn, W., Hofshagen, T., Hongve, D., Lund, V., Ormerod, K. og Utkilen, H. (1998), Komponenter i vann, in 'Miljø og helse – en forskningsbasert kunnskapsbase', Statens institutt for folkehelse, pp. 92–136.
- Gillman, G. P. og Sumner, M. E. (1987), 'Surface charge characterization and soil solution composition of four soils from the southern piedmont in georgia', *Soil Science Society of America Journal* **51**, 589–594.
- Gjessing, E. (2003), personlig kommentar.
- Gjessing, E., Egeberg, P. og Håkedal, J. (1999), 'Natural organic matter in drinking water – The "NOM-typing project", background and basic characteristics of original water samples and NOM isolates', *Environment International* **25**(2/3), 145–159.

- Gjessing, E. T. (1991), Humix lake acidification experiment. Status September 1990, one week before start of the treatment, report 1, Norwegian Institute for Water Research, PB 69 Korsvoll, 0808 Oslo.
- Gjessing, E. T. (1992), 'The HUMEX project: Experimental acidification of a catchment and its humic lake', *Environment International* **18**(6), 535–543.
- Gjessing, E. T. (1994), 'HUMEX (Humic lake acidification experiment): Chemistry, hydrology, and meteorology', *Environment International* **20**(3), 267–276.
- Gjessing, E. T., Alberts, J. J., Bruchet, A., Egeberg, P. K., Lydersen, E., McGown, L. B., Mobed, J. J., Münster, U., Pempkowiak, J., Perdue, M., Ratnawerra, H., Rybacki, D., Takacs, M. og Abbt-Braun, G. (1998), 'Multi-method characterisation of natural organic matter isolated from water: Characterisation of reverse osmosis-isolates from water of two semi-identical dystrophic lakes basins in Norway', *Water Resources Research* **32**(10), 3108–3124.
- Gjessing, E. T., Becker, G. og Mogissi, A. A., eds (1994), *Experimental acidification of a catchment and its humic lake*, Vol. 20, Environment International.
- Gran, G. (1952), 'Determination of the equivalence point in potentiometric titrations. part II.', *International Congress on Analytical Chemistry* **77**, 661–671.
- Grip, H. og Bishop, K. H. (1990), Chemical dynamics of an acid stream rich in dissolved organics, in B. J. Mason, ed., 'The Surface Waters Acidification Programme', Cambridge University Press, pp. 75–84.
- Grove, J. H., Fowler, C. S. og Sumner, M. E. (1982), 'Determination of the charge character of selected acid soils', *Soil Science Society of America Journal* **46**, 32–38.
- Hendershot, W. H. og Duquette, M. (1986), 'A simple barium chloride method for determining cation exchange capacity and exchangeable cations', *Soil Science Society of America Journal* **50**, 605–608.
- Hjellbrekke, A.-G. (2001), Data report 1999: Acidifying and eutrophying compounds. Part 1: Annual summaries, EMEP/CCC-report, Norwegian Institute for Air Research, P.O. Box 100, N-2027 Kjeller, Norway.
- Hufthammer, L. J. (1994), Kartlegging av jordsmonnet og vurdering av ionekapitalen i eit nedbørsfelt på vestlandet, hovedoppgave, Norges landbrukshøgskole, Institutt for jord- og vannfag.

- ISO (1984), *Water quality – Determination of ammonium – Part 1: Manual spectrometric method*, first edn, International Standard. ISO 7150-1.
- ISO (1985), *Water quality – Determination of electrical conductivity*, first edn, International Standard. ISO 7888.
- ISO (1992a), *Water quality – Determination of dissolved fluoride, chloride, nitrite, orthophosphate, bromide, nitrate and sulfate ions, using liquid chromatography of ions – Part 1: Method for water with low contamination*, first edn, International Standard. ISO 10304-1.
- ISO (1992b), *Water quality – Determination of fluoride – Part 1: Electrochemical probe method for potable and lightly polluted water*, first edn, International Standard. ISO 10359-1.
- ISO (1993), *Soil quality – Determination of dry matter and water content on a mass basis – Gravimetric method*, first edn, International Standard. ISO 11465.
- ISO (1994a), *Soil quality – Determination of effective cation exchange capacity and base saturation level using barium chloride solution*, first edn, International Standard. ISO 11260.
- ISO (1994b), *Soil quality – Determination of pH*, first edn, International Standard. ISO 10390.
- ISO (1994c), *Water quality – Determination of alkalinity – Part 1: Determination of total and composite alkalinity*, first edn, International Standard. ISO 9963-1.
- ISO (1994d), *Water quality – Determination of pH*, first edn, International Standard. ISO 10523.
- ISO (1995), *Soil quality – Determination of organic and total carbon after dry combustion (elementary analysis)*, first edn, International Standard. ISO 10694.
- ISO (1996), *Water quality – Determination of 33 elements by inductive coupled plasma atomic emission spectroscopy*, first edn, International Standard. ISO 11885.
- ISO (1998), *Soil quality – Determination of total nitrogen content by dry combustion (“elemental analysis”)*, first edn, International Standard. ISO 13878.
- ISO (2001), *Soil quality – Determination of exchangeable acidity in barium chloride extracts*, first edn, International Standard. ISO 14254.

- Kortelainen, P. (1993), 'Content of total organic carbon in Finnish lakes and its relationship to catchment characteristics', *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **50**(7), 1477–1483.
- Krogstad, T. (1992), *Metoder for jordanalyser*, Norges landbrukshøgskole, Institutt for jordfag.
- Kvaalen, H., Solberg, S., Clarke, N., Torp, T. og Aamlid, D. (2002), 'Time series study of concentrations of SO_4^{2-} and H^+ in precipitation and soil waters in Norway', *Environmental Pollution* **117**(2), 215–224.
- Kvindesland, S., Jørgensen, P., Frogner, T. og Aamlid, D. (1994), Hydrogeochemical processes in a forested watershed in southern Norway, *Aktuelt fra Skogforsk* 10-94, Norsk institutt for skogforskning, Høgskoleveien 12.
- Larsen, H. E. og Vogt, R. D. (2001), Soil and water chemistry in five Nordic sites, in O. K. Borggaard, J. A. Jørgensen og L. H. Rasmussen, eds, '8th Nordic IHSS symposium on Humic Substances – Characterisation, Dynamics, Transport and Effects', The International Humic Substance Society, p. 86. Poster abstract.
- Laurila, T. (1990), 'Wet deposition of major inorganic ions in Finland based on daily bulk deposition samples', *Water, Air and Soil Pollution* **52**, 295–324.
- Lee, Y. H., Bishop, K., Pettersson, C., Iverfeldt, Å. og Allard, B. (1995a), 'Output of methylmercury from a catchment in northern Sweden', *Water, Air and Soil Pollution* **80**(1-4), 477–481.
- Lee, Y. H., Bishop, K., Pettersson, C., Iverfeldt, Å. og Allard, B. (1995b), 'Sub-catchment output of mercury and methylmercury at Svartberget in northern Sweden', *Water, Air and Soil Pollution* **80**(1-4), 455–465.
- Lydersen, E. (1995), 'Effects of cold and warm years on the water chemistry at the Birkenes catchment, Norway', *Water, Air and Soil Pollution* **84**(3-4), 217–232.
- Masini, J. C. (1994), 'The use of linear potentiometric titration curves in the determination of alkalinity and acid-base properties of diluted solutions of humic substances', *Talanta* **41**(8), 1383–1389.
- Meyer, W. L. og Arp, P. A. (1994), 'Exchangeable cations and cation exchange capacity of forest soil samples: Effect of drying, storage, and horizon', *Canadian Journal of Soil Science* **74**, 421–429.
- NS (1994), *Vannundersøkelse – Atomabsorpsjonsspektrometri i flamme, Spesielle retningsslinjer for natrium og kalium*, Norsk Standard. NS 4775.

- Oliver, B. G., Thurman, E. M. og Malcom, R. L. (1983), 'The contribution of humic substances to the acidity of colored natural waters', *Geochimica et Cosmochimica Acta* **47**, 2031–2035.
- Petersen, R. C., Kullberg, A., Hargeby, A. og Svensson, M. (1991), Chemical and biological conditions at the soil/water interface in lake Skjervatjern, report 1, Norwegian Institute for Water Research, PB 69 Korsvoll, 0808 Oslo.
- Pijpers, M. og Mulder, J. (1990), The spatial variability of the exchange complex composition in the O horizon of an acid rain impacted and a pristine catchment in Norway, rapport 87 04 06 – 1, Senter for industriforskning.
- Rasmussen, P. E., Schiff, S. L. og Nesbitt, H. W. (1991), 'The determination of exchangeable cations in acid soils: Errors caused by weathering reactions during neutral salt extraction', *Canadian Journal of Soil Science* **71**, 155–163.
- Reuss, J. O. og Johnson, D. W. (1986), *Acid Deposition and the Acidification of Soils and Waters*, Springer-Verlag.
- Røren, V. (1993), Vegetation map of the catchment area of Lake Skjervatjern, newsletter 2, Norwegian Institute for Water Research, PB 173 Kjelsås, 0411 Oslo.
- Schecher, W. D. og Driscoll, C. T. (1987), 'An evaluation of uncertainty associated with aluminium equilibrium calculations', *Water Resources Research* **23**(4), 525–534.
- SFT (2001), Overvåking av langtransportert forurensset luft og nedbør. Årsrapport - Effekter 2000. Statlig program for forurensningsovervåking, rapport 834/01, Statens forurensningstilsyn.
- Shotyk, W. (1993), 'Ion chromatography of organic-rich natural waters from peatlands; II. Na^+ , NH_4^+ , K^+ , Mg^{2+} and Ca^{2+} ', *Journal of Chromatography* **640**(1-2), 317–322.
- Sigurdsson, B. (2000), Acid rain and soil acidification in the Hunan province in China, Master's thesis, University of Oslo, Department of Chemistry.
- Skjelkvåle, B. L., Andersen, T., Halvorsen, G. A., Raddum, G. G., Heegaard, E., Stoddard, J. og Wright, R. (2000), The 12-year report: Acidification of surface waters in Europe and North America; trends in biological recovery and heavy metals, ICP-Waters report 52, Norwegian Institute for Water Research, PB 173, Kjelsås, 0411 Oslo.

- Skjelkvåle, B. L., Henriksen, A., Jónsson, G. S., Mannio, J., Wilander, A., Jensen, J. P., Fjeld, E. og Lien, L. (2001), Chemistry of lakes in the Nordic region – Denmark, Finland with Åland, Iceland, Norway with Svalbard and Bear Island, and Sweden, Acid Rain Research Report 53/2001, Norwegian Institute for Water Research, PB 173, Kjelsås, 0411 Oslo.
- Skotte, G. (1995), Virkninger av sur nedbør på jord- og vannkjemi i tre polske nedbørsfelter, hovedoppgave, Universitetet i Oslo, Kjemisk institutt.
- Smith, S. (1999), *Understanding our environment*, third edn, Royal Society of Chemistry, chapter 8.
- Stevenson, F. J. (1994), *Humus chemistry – Genesis, composition, reactions*, second edn, John Wiley & sons.
- Stuanes, A. O., Ogner, G. og Opem, M. (1984), 'Ammonium nitrate as extracant for soil exchangeable cations, exchangeable acidity and aluminum', *Communications in soil science and plant analysis* **15**(7), 773–778.
- Stumm, W. og Morgan, J. J. (1995), *Aquatic chemistry; chemical equilibria and rates in natural waters*, third edn, Wiley-Interscience.
- Tipping, E. (1994), 'WHAM—A chemical equilibrium model and computer code for waters, sediments and soils incorporating a discrete site/electrostatic model of ion-binding by humic substances', *Computers & Geosciences* **20**(6), 973–1023.
- Tobiassen, T. (2003), Jord- og jordvæskeskjemi i feltene LeigongShan og LiuChong-Guan, Guiyang, Kina – klassifisering og sammenligning, hovedoppgave, Universitetet i Oslo, Kjemisk institutt. Under utarbeidelse.
- Tveito, O. E., Førland, E. J., Alexandersson, H., Derbs, A., Jónsson, T., Tuomenvirta, H. og Vaarby Laursen, E. (2001), Nordic climate maps, report 06/01, Norwegian Meteorological Institute.
- Tveito, O. E., Førland, E. J., Dahlström, B., Elomaa, E., Frich, P., Hanssen-Bauer, I., Jónsson, T., Madsen, H., Perälä, J., Rissanen, P. og Vedin, H. (1997), Nordic precipitation maps, report 22/97, Norwegian Meteorological Institute.
- Tveito, O. E., Førland, E. J., Heino, R., Hanssen-Bauer, I., Alexandersson, H., Dahlström, B., Derbs, A., Kern-Hansen, C., Jónsson, T., Vaarby Laursen, E. og Westman, Y. (2000), Nordic temperature maps, report 09/00, Norwegian Meteorological Institute.

- Vogt, R. D. (1989), An experimental approach to aluminium mobilization and water flowpaths; at the Birkenes catchment, southern Norway, Master's thesis, University of Oslo, Department of Chemistry.
- Vogt, R. D., Akkanen, J., Andersen, D. O., Gjessing, E., Kukkonen, J., Larsen, H. E., Luster, J., Paul, A., Pflugmacher, S., Starr, M., Steinberg, C., Schmitt-Kopplin, P. og Zsolnay, A. (2003), i.p., in '9th Nordic IHSS Symposium, Abundance and Functions of Natural Organic Matter Species in Soil and Water'. In prep.
- Vogt, R. D., Akkanen, J., Gjessing, E., Kukkonen, J., Pflugmacher, S., Steinberg, C. og Zsolnay, A. (2002), Correlations between DOM characterisation parameters and key descriptive parameters of the watershed, in E. A. Ghabbour og G. Davies, eds, 'Humic substances – Nature's most versatile materials', The International Humic Substance Society, Northeastern University, Boston, Massachusetts, USA, pp. 399–402.
- Vogt, R. D., Gjessing, E., Andersen, D. O., Clarke, N., Gadmar, T., Bishop, K., Lundstrøm, U. og Starr, M. (2001), Natural Organic Matter in the Nordic countries, Technical Report 479, NORDTEST, Tekniikantie 12, FIN-02150 Espoo, Finland.
- Vogt, R. D. og Mulder, J. (2001), Integrated Monitoring Program on Acidification of Chinese Terrestrial Systems (IMPACTS), Central Laboratory Manual, Norsk institutt for vannforskning.
- Vogt, R. D., Rannekleiv, S. B. og Mykkelbost, T. C. (1994), 'The impact of acid treatment on soilwater chemistry at the HUMEX site', *Environment International* **20**(3), 277–286.

Tillegg A

Standard operasjonell prosedyre for Varian Vista ICP-AES

For å få best mulig utbytte av instrumentet—Varian Vista ICP-AES—lønner det seg å lese gjennom manualen, som er å finne på hjemmeområdet til «Gruppen for Miljøkjemi» og skal ligge ved siden av instrumentet. Det forutsettes at instrumentansvarlig har vist deg instrumentet før analysen skal gjennomføres.

Hurtigtaster er beskrevet i **slik skrift**.

A.1 Oppstart av instrumentet

Før analysen kan starte må instrumentet startes og klargjøres. Følgende punkter må gjennomføres:

- Sørg for at riktig nebulizer og torch (fakkel) står i instrumentet. Det er viktig at kjøringene blir skrevet i dagboka slik at bytte av nevnte deler kan planlegges. (Prøver med konsentrasjoner mot deteksjonsgrensen krever «renere» utstyr enn bariumekstrakter.) Hvilket utstyr som skal benyttes vil instrumentansvarlig forklare i gjennomgangen.
- Slå på prøveveksler og PC.
- Start programmet som heter «Vista». (Ikke «Vista simulation».)
- Skru på vannkjøler.
- Åpne ventil for argon-gass. Trykket skal være 6 bar.

- Fest tubingen på den peristaltiske pumpen. Sjekk at beholder for «waste» ikke er full og gjør klar en vaskeløsning.¹

Hovedmenyen til instrumentet vil nå vises. Gå inn i «Instrument...» og sjekk statusen for instrumentet («Status»). Kontroller at ingen meldinger om feil kommer opp. I så tilfelle, konferer med manual og deretter instrumentansvarlig hvis nødvendig. Ofte kan melding om at argon-filter må byttes komme opp, men det kan ignoreres fordi programvaren teller tid fra sist bytte og ikke antall timer kjørt. I og med at instrumentet benyttes i langt mindre grad ved universitetet enn i industriell sammenheng trenger ikke argon-filtrene å byttes så ofte. Men, ikke bruk instrumentet dersom du tror det er noe feil!

A.1.1 Plasma

Etter at programvaren er startet vil en melding om «Argon purge delay» komme i statuslinjen nederst i programvinduet. Argon blir da flushet gjennom instrumentet for å fjerne luft og fuktighet. Denne prosessen tar 20 minutter hver gang programvaren startes.

Før selve analysen starter må plasma ha vært tent i minst 15 minutter for å stabilisere seg skikkelig. For å spare gass, som er dyrt, og unngå ventetid kan det derfor lønne seg å tenne plasma etter fem minutter av «Argon purge delay». En eventuell besparelse her vil selvsagt gå tapt dersom ikke analysen er klar etter dette tidspunkt.

Plasma tennes ved å trykke på plasma-ikonet eller **Shift + F4**. Pumpen starter automatisk etter et par sekunder. Kontroller at vaskeløsning blir sugd inn. Plasma må ikke være tent uten at løsning blir pumpet inn. Gå tilbake til hovedmenyen.

A.2 Metode

Valg av metode avhenger av hva slags prøver som skal kjøres. Se avsnitt [A.6](#) og [A.7](#).

A.3 Sekvens

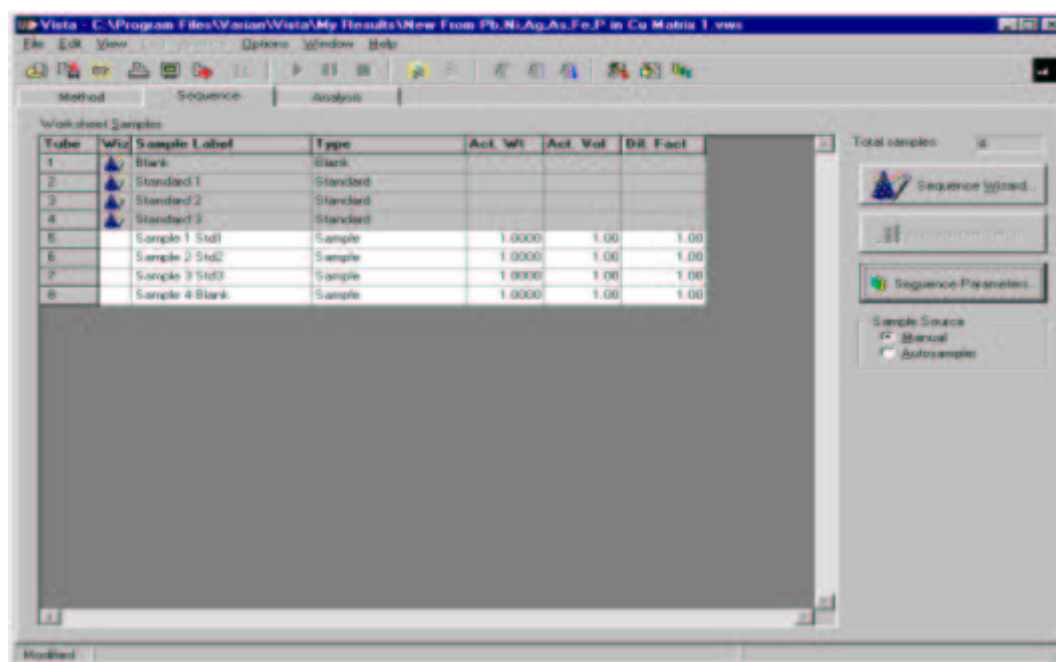
Under arket «Sequence» legges prøvene og restandardiseringer inn. «Sequence Editor»² (figur [A.1](#)) lager et oppsett basert på antall prøver som skal analyseres. For å unngå memory-effekt fra høyeste standard lønner det seg å kjøre en blank prøve etter

¹1-10% HNO₃, avhengig av prøvetype som skal analyseres. Til bariumkloridekstrakter kan 5% HNO₃ benyttes.

²Samme som «Sequence Wizard» i figur [A.1](#). Noen navn på knapper har blitt endret i nyere versjoner av programvaren.

hver standardrekke. Antall prøver i «Sequence Wizard» settes derfor til en verdi som passer med dette (i utgangspunktet en tiendel høyere enn reelt antall prøver).

Rekalibrering bør gjøres for hver ellevte prøve. (Blank + ti prøver.) Start og avslutt analysen med en kalibrering og få med blank i standardrekken. (Alle rutene skal være huket av.) Velg autosampler eller manuell prøveveksling.



Figur A.1: Editering av «Sequence» i programvaren til ICP-AES.

Navngi prøvene i sekvensen. Kopiering via utklippstavle fra Excel går bra såfremt cellene i «Vista» merkes med likt antall celler som er kopiert. Ved restandardisering for hver tiende prøve vil kopier-og-lim av ti og ti prøver fra Excel være greit. Husk at det skal være plass til kontroll-løsninger (jordstandard e.l.).

A.3.1 Prøveveksler

Analysen kan enten kjøres manuelt eller med prøveveksler (figur A.1). Prøveveksler er helt klart å foretrekke og innstillingene av denne foretas i «Autosampler Setup». Velg hvilke prøveholdere som skal benyttes til standarder og prøver. Plasseringen av de forskjellige prøveholderne kan leses av programvaren.

A.3.2 «Sequence Parameters»

Det siste som må gjøres under «Sequence» er å sette «Sequence Parameters». Velg «Plasma on & pump slow» når analysen er over. På den måten får instrumentet stått

og vasket seg samtidig som det er klart for eventuelle prøver som må kjøres på nytt.

Under «Advanced» huk av «Store wavelength spectrum graphics» og «Prompt on reuse of sample rack». Sett «On calibration failure» til «Continue in emission».

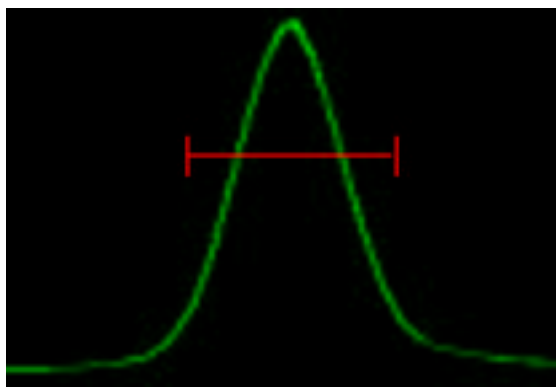
A.4 Analyse

Når de ovenstående punktene er gjennomført og plasma har vært tent i minst 15 minutter kan analysen startes. Trykk **Shift + F8** eller den grønne «Play»-knappen i verktøylinjen. Pass på at alle prøvene er valgt for analyse (markert med gult). Dette er standard, men hvis det blir trykket på noen av dem vil markeringen bli borte. Trykk i ruten der det står «Tube» for å merke alle prøvene.

A.5 Resultater

Etter at analysen er gjennomført kontrolleres standardkurvene. Programvaren vil rapportere feilmeldinger dersom kurvene ikke tilfredsstiller kravene som er satt i avsnitt [A.6.3](#).

Figur [A.2](#) viser et signal med en rød «H». H-en angir området hvor signalet måles, men toppene for de forskjellige linjene kan forskyve seg litt fra dag til dag og det kan derfor være behov for å flytte H-en slik at den dekker toppen bedre. Dette gjøres for hver linje for hvert element. H-en flyttes ved å holde inne **Ctrl**, trykke venstre mustast og dra den til passende posisjon.



Figur A.2: Signal med «H» som viser måleområdet.

Dersom det kjøres flere replikater, kontroller at disse har verdier som likner. Legg spesielt merke til om første replikat som kommer etter en prøve med høye konsentrasjoner har høyere verdi enn de øvrige replikatene. Dette tyder på en memory-effekt. I slike tilfeller bør prøvene analyseres på nytt.

A.5.1 Eksportering av resultater

Resultatene eksporteres til fil for å bearbeides. Dette kan eksempelvis gjøres i Excel. Gå inn i «File» og «Export Settings...» (**Ctrl + E**), velg deretter:

- CVS som «Style»,
- «Export All»,
- «Content»; Date/Time, Statistics Data og Replicates,
- et filnavn (på hjemmeområdet fortrinnsvis)

og avslutt med «Export Now».

For å importere dataene i Excel gå inn i «File» og «Open...» (**Ctrl + O**) og velg å vise alle filer. Velg filen som skal åpnes og type skilletegn (komma, semikolon, e.l.).³ Gjennomsnittsverdien benyttes for elementer med mer enn en linje.

A.6 Metode for bariumkloridekstrakter

En mal for analysen av CEC-ekstrakter er lagret i:

`C:\Programfiler\Varian\Vista\My Results\miljokjemi\CEC.vws`

En kopi av denne lages ved å gå inn i «Worksheet...» og «New From...». Plasser kopien i en mappe under «My Results».

«Method» er det første av tre ark i skjermbildet etter at kopien er lagret (se figur A.1).

A.6.1 Elementer

I metoden vil elementer og bølgelengder være valgt på forhånd. Tabell A.1 lister foreslåtte bølgelengder. Gå inn i «Edit Method» og kontroller at dette stemmer. (Arket «Elements» i figur A.3.)

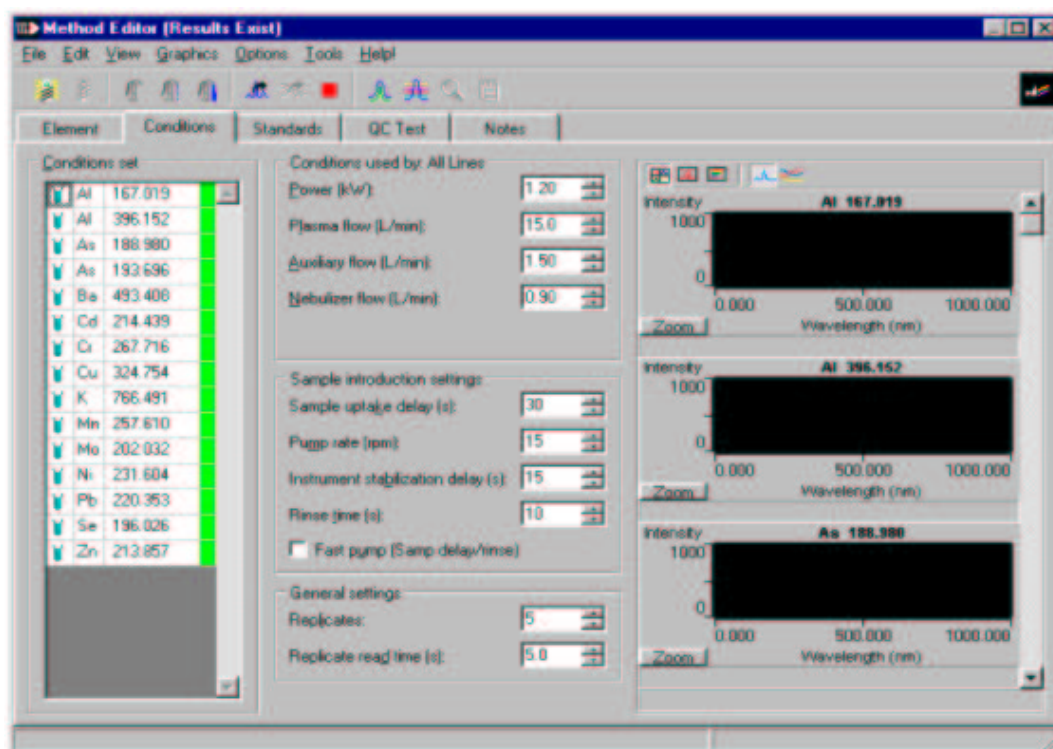
A.6.2 Innstillinger

Forslag til innstillinger («Conditions») for analysen er gitt i tabell A.2. Sjekk at disse stemmer eller har begrunnede verdier (figur A.3).

³Dette kan være litt forskjellig fra oppsett til oppsett/engelsk eller norsk Windows.

Tabell A.1: Bølgelengder.

Element	Bølgelengde nm
Al	394.401
Al	396.152
Ca	393.366
Ca	396.847
Fe	259.940
K	766.491
K	769.897
Mg	279.553
Mg	280.270
Mn	257.610
Mn	294.921
Na	588.995



Figur A.3: «Method Editor» i programvaren til ICP-AES.

Tabell A.2: Innstillinger for analysen. Punkter merket med (*) er avhengige av lengden på slangen til autosamplern. Verdiene som er oppgitt her er for cirka 130 cm slange.

Parameter	Innstilling
Power	0.95 kW
Plasma flow	15.0 L/min
Auxiliary flow	1.50 L/min
Nebulizer flow	0.9 L/min
Replicate read time	1.00 s
Instrument stabilization delay	15 s
Sample uptake delay (*)	35 s
Pump rate (*)	15 rpm
Rinse time (*)	45 s
Fast pump	On
Replicates	3

A.6.3 Standarder

Antall standarder og konsentrasjonene på disse legges inn i arket «Standards». Antall standarder avhenger av konsentrasjonsområdet, men kalibreringen bør bestå av tre standarder + blank. Blank inngår i standardrekken. Parametere til kalibrering er gitt i tabell A.3.

Tabell A.3: Kalibreringsparametere. (*) Automatisk 10% over høyeste standard.

Parameter	Verdi
Correlation Coefficient Limit	0.995
Thru Blank	Off
Weighted Fit	Off
Curve Type	Linear
Max % Error	15.0
Min Conc	0
Max Conc	(*)
Excess % Curv	25
Upward % Curve	400

A.6.4 Videreutvikling

Det har dessverre ikke vært nok tid til å fullstendig utvikle metoden, særlig med hensyn på krav til kalibrering. Kravene er derfor satt litt romslige og kontroll av hver enkelt kalibrering har derfor vært nødvendig. Alle kurvene er lineære, men det er mulig at noen elementer vil gi en bedre tilnærming ved krummet kurve. Dette gjelder særlig jordalkaliemetallene. Antall standarder må økes for at en slik tilnærming skal

kunne gjøres godt nok.

Dersom flere elementer ønskes i analysen bør brukeren gjennomgå en dypere innføring i instrumentet og programvaren.

A.7 Metoder for vann og andre løsninger

Per i dag eksisterer det ikke en standard metode for analyse av vannprøver. Dette kommer hovedsakelig av at det ikke har vært analysert så mange vannprøver. Valg av bølgelengder bør kontrolleres med FACT (Fast Automated Curve-Fitting) for interferenser.

Utvikling av en metode er arbeidskrevende og det vil være nyttig å kontakte hovedfagsstudenter som bruker instrumentet ved Analytisk kjemi for råd og vink. Hjelp-menyen til «Vista» er omfattende og kan være til stor nytte.

Tillegg B

Beregninger

B.1 Beregning av effektiv kationbyttekapasitet

CEC_e er oppgitt i millimol ladning per kilo jord og konsentrasjonene i ekstraktene måtte derfor konverteres fra ppm. Den generelle likningen for dette, der også korrigering for tørrstoff er tatt med, er:

$$X^{n+} = \frac{c \cdot n \cdot V \cdot 10^5}{w_{dm} \cdot M_w \cdot m} \quad (\text{B.1})$$

der

- X^{n+} er konsentrasjonen i mmol_c/kg av ion X , med ladning n ,
- c er konsentrasjonen av X i ppm,
- V er volum ekstraksjonsmiddel i liter,
- w_{dm} er prosent tørrstoff (se avsnitt 3.2.1),
- M_w er atomvekten til X (g/mol) og
- m er masse jordprøve i gram.

Ionestyrken i ekstraksjonsløsningen er høy og konsentrasjonen av H^+ må derfor beregnes ved hjelp av aktivitetskoeffisienten:

$$H^+ = \frac{\{H^+\}}{f_{H^+}} \cdot \frac{V \cdot 10^8}{w_{dm} \cdot m} \quad (\text{B.2})$$

der

- $\{H^+\}$ er aktiviteten til H^+ (10^{-pH}) og

- f_{H^+} er aktivitetskoeffisienten til H^+ . Beregningen av denne er vist i avsnitt B.2.

De øvrige parameterne er de samme som i likning B.1. Summen av alle kationene i mmol_c/kg gir effektiv CEC:

$$CEC_e = \sum (Ca^{2+} + Mg^{2+} + Na^+ + K^+ + Mn^{2+} + Fe^{3+} + Al^{3+} + H^+) \frac{\text{mmol}_c}{\text{kg}} \quad (\text{B.3})$$

B.1.1 Basemetning

Summen av base-kationer (Ca, Mg, Na og K) relativt til CEC_e i prosent gir basemetningen (BS):

$$BS = \frac{\sum (Ca^{2+} + Mg^{2+} + Na^+ + K^+)}{CEC_e} \cdot 100\% \quad (\text{B.4})$$

B.1.2 H^+ -metning

Prosent H^+ relativt til CEC_e H^+ -metning (HS):

$$HS = \frac{\{H^+\}}{CEC_e} \cdot 100\% \quad (\text{B.5})$$

B.1.3 Aluminiums- og jernmetning

Prosent aluminium relativt til CEC_e gir aluminiumsmetningen (AlS):

$$AlS = \frac{[Al^{3+}]}{CEC_e} \cdot 100\% \quad (\text{B.6})$$

Tilsvarende vil jernmetningen (FeS) være med konsentrasjonen av jern.

B.2 Aktivitetskoeffisienten til H^+

I en 0.1 M BaCl₂-løsning er ionestyrken ganske høy og for å finne konsentrasjonen av H^+ må aktivitetskoeffisienten, f_{H^+} , benyttes.

Utgangspunktet for å beregne denne er den utvidede Debye-Hückel likningen (Stumm og Morgan, 1995):

$$\log f_k = -\frac{Az_k^2\sqrt{I}}{1 + Ba\sqrt{I}} \quad (\text{B.7})$$

der

- A er $0.51 (\text{mol/L})^{-0.5}$,

- z er ladning, det vil si 1 for H^+ ,
- I er ionestyrken, likning B.8,
- a er den gjennomsnittlige diameteren til ion k i løsning og for H^+ er det 9 Å.
- B er $0.33 \text{ Å}^{-1}(\text{mol/L})^{-0.5}$.

Ionestyrken,

$$I = \frac{1}{2} \sum_k c_k z_k^2, \quad (\text{B.8})$$

bestemmes av

- konsentrasjonen, c , i mol/L av ion k og
- ladningen z .

I en 0.1 M BaCl_2 -løsning vil ionestyrken være:

$$I = \frac{1}{2} \sum_k c_k z_k^2 = \frac{1}{2} (0.1 \cdot 2^2 + 0.2 \cdot (-1)^2) = 0.3$$

Tallene settes inn i likning B.7:

$$\log f_k = -\frac{0.51 \cdot 1^2 \cdot \sqrt{0.3}}{1 + 9 \cdot 0.33 \cdot \sqrt{0.3}} = -0.10634$$

For å få ut aktivitetskoeffisienten må dette resultatet opphøyes i 10:

$$f_{\text{H}^+} = 10^{-0.10634} = 0.78282$$

som for alle praktiske formål vil være 0.7828.

Tillegg C

Arbeidsmetoder

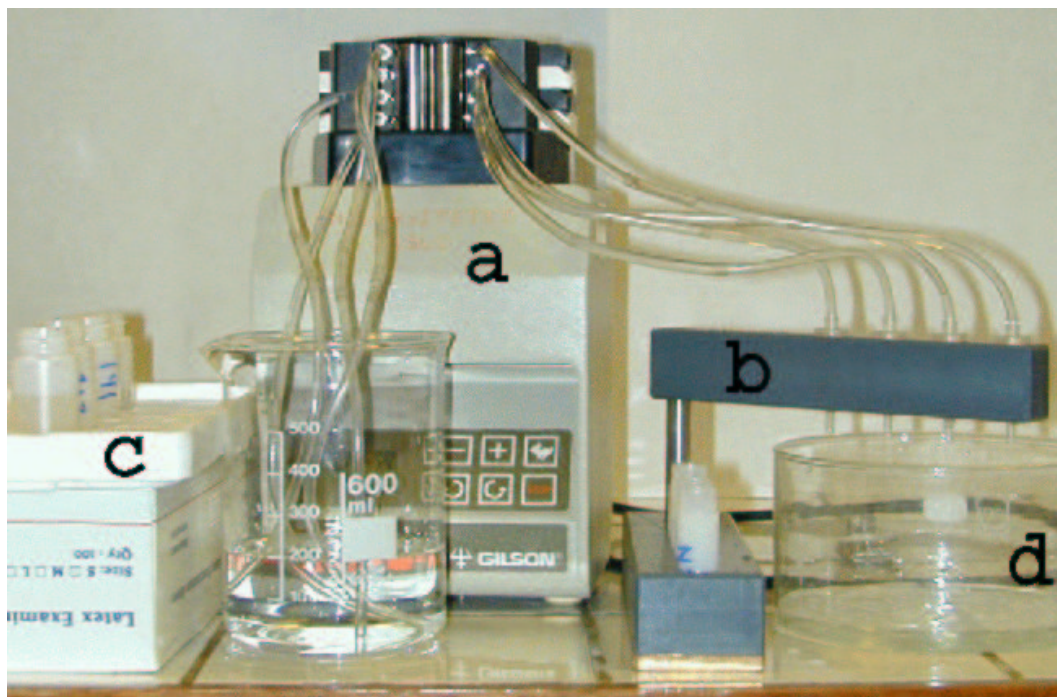
C.1 IC-RP-patron og peristaltisk pumpe

For å spare seg arbeid og mye tid ble peristaltisk pumpe brukt under prepareringen av prøvene som skulle kjøres på anion IC. Følgende utstyr var nødvendig (se bildet i figur C.1):

- Peristaltisk pumpe (a).
- Slinger til den peristaltiske pumpen og slanger for å føre prøve til og fra pumpen. Disse var så korte som praktisk mulig.
- Et begerglass til ionebyttet vann.
- IC-RP-patroner. Patroner av merke Maxi-Clean som produseres av Alltech ble benyttet. De ble levert av Teknolab, artikkelnummer 30252.
- Oppsats for IC-RP-patronene (b).
- Noe å sette prøvereservoarene i slik at de ikke veltet (c).
- Et beger eller liknende for å samle opp vaskevann (d).

Først ble slangene sjekket. Det skulle ikke være flate punkter på slangene og de skulle heller ikke ha en morken konsistens. Etter å ha montert utstyret slik figur C.1 viser, ble gjennomstrømningshastigheten justert slik at denne var lik for alle slangene. Gjennomstrømningshastigheten på IC-RP-patronen skulle være 2.5 mL/minutt og dette ble sjekket enkelt ved hjelp av en målesylinder og stoppeklokke.

Slangene ble tilpasset i lengde slik at prøven brukte litt over to minutter på komme gjennom. Denne tiden (T_s) ble notert. På denne måten kunne enkelt cirka 5 mL prøve tas ut på to minutter og ha en sikkerhetsmargin slik at ikke vaskevann



Figur C.1: IC-RP-patroner og peristaltisk pumpe i vaskeposisjon.

ble tatt opp. IC-RP-patronene ble vasket med minst 5 mL ionebyttet vann mellom hver prøve.

Patronene er dyre og ved bestilling høsten 2000 kostet de nesten 130 kroner per stykk. Antall prøver som var kjørt gjennom patronen ble notert på siden av den. En patron skal kunne brukes til cirka tjuefem prøver og kan kastes ved den analytiske termen «skift når fargen er kaffebrun».

Satt opp punktvis var selve kjøringen slik:

1. Pumpen ble justert til 2.5 mL/minutt.
2. Patronene ble flushet med 25 mL ionebyttet vann.
3. Prøve ble pumpet inn i litt over to minutter. (T_s pluss cirka ti til femten sekunder.)
4. Oppsatsen ble svingt over scintillasjonsrørene som prøvene skulle samles opp i og slangene fra prøvereservoarene ble flyttet til ionebyttet vann.
5. Nye prøver ble gjort klare til kjøring.
6. Etter litt i underkant av to minutter (T_s minus cirka ti sekunder) ble oppsatsen svingt over waste-begeret og prøverørene byttet ut.

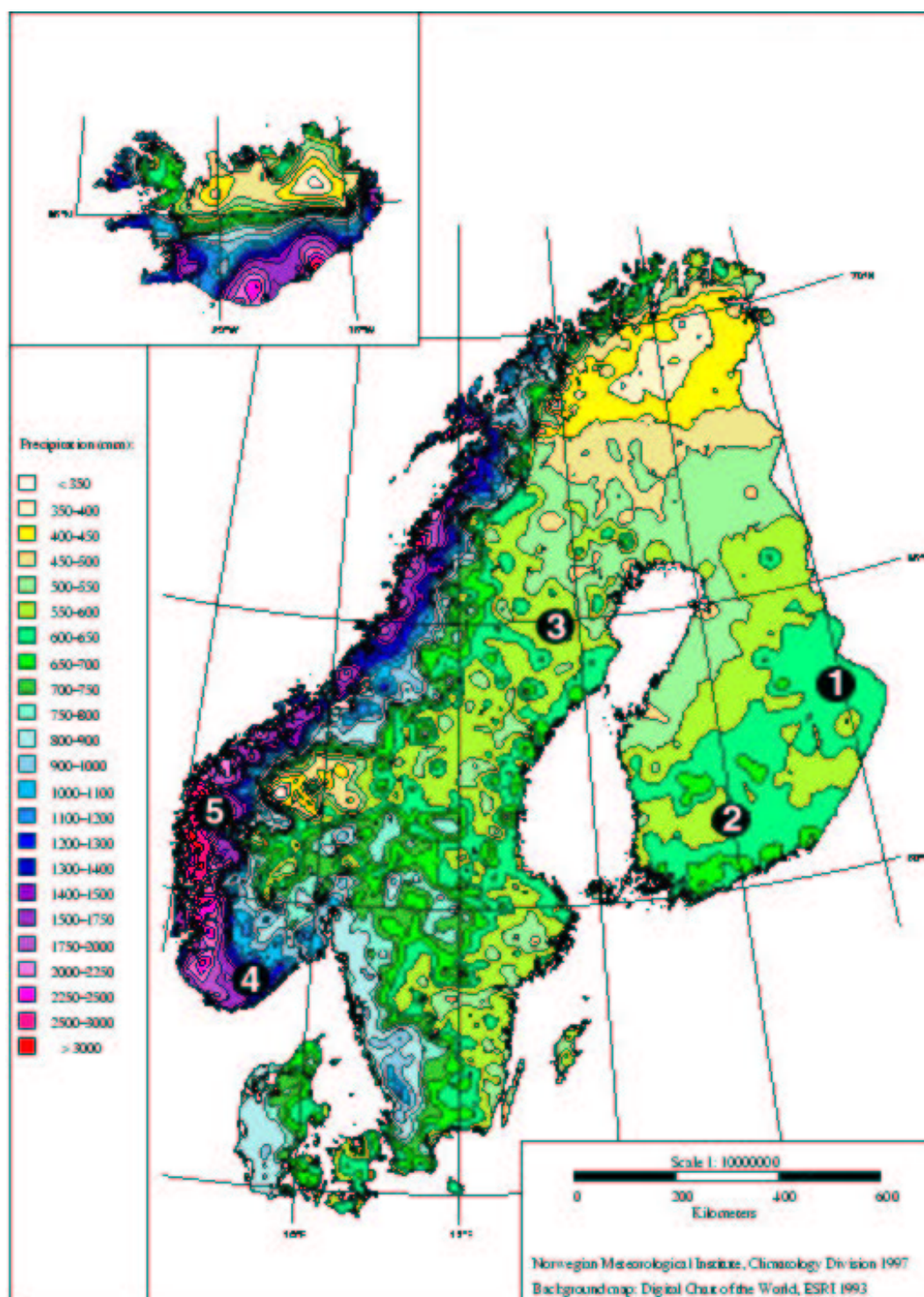
7. Ionebyttet ble vann pumpet gjennom patronene i minst et minutt for at patronene skulle vaskes tilstrekkelig.
8. Ved flere prøver ble prosedyren gjentatt fra punkt 3.
9. Patronene ble avslutningsvis vasket med rikelige mengder ionebyttet vann og merket med antall prøver kjørt gjennom dem.

Tillegg D

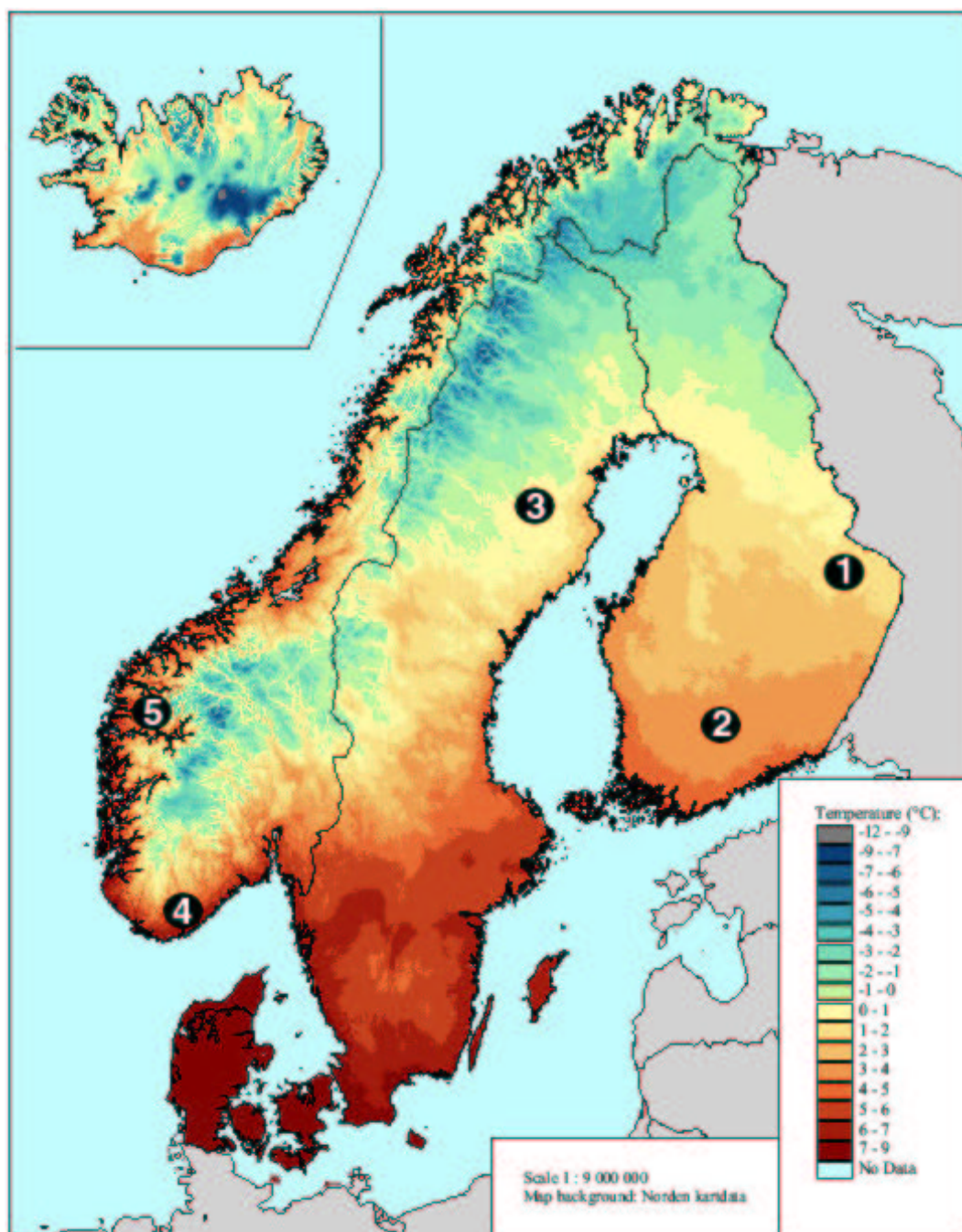
Temperatur- og klimakart over Norden

Kartet over nedbør i figur [D.1](#) er hentet fra Tveito et al. (1997). Kartene over temperatur (figur [D.2](#), [D.3](#) og [D.4](#)) er hentet fra Tveito et al. (2000). Kartet over vekstsesongen (figur [D.5](#)) er hentet fra Tveito et al. (2001). Tallene 1-5 er påført kartene i ettertid og representerer feltene:

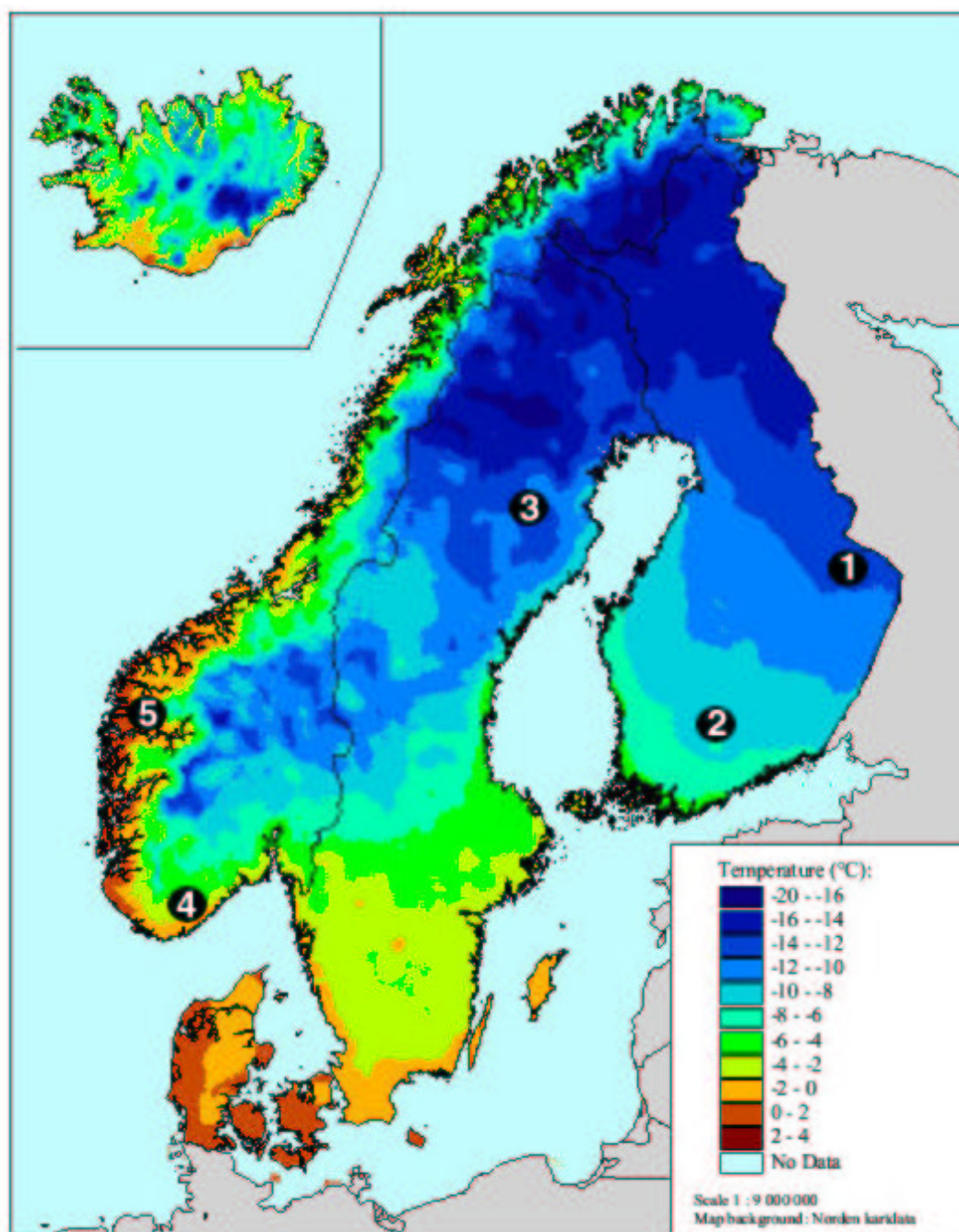
1. Hietajärvi
2. Valkea-Kotinen
3. Svartberget
4. Birkenes
5. Skjervatjern



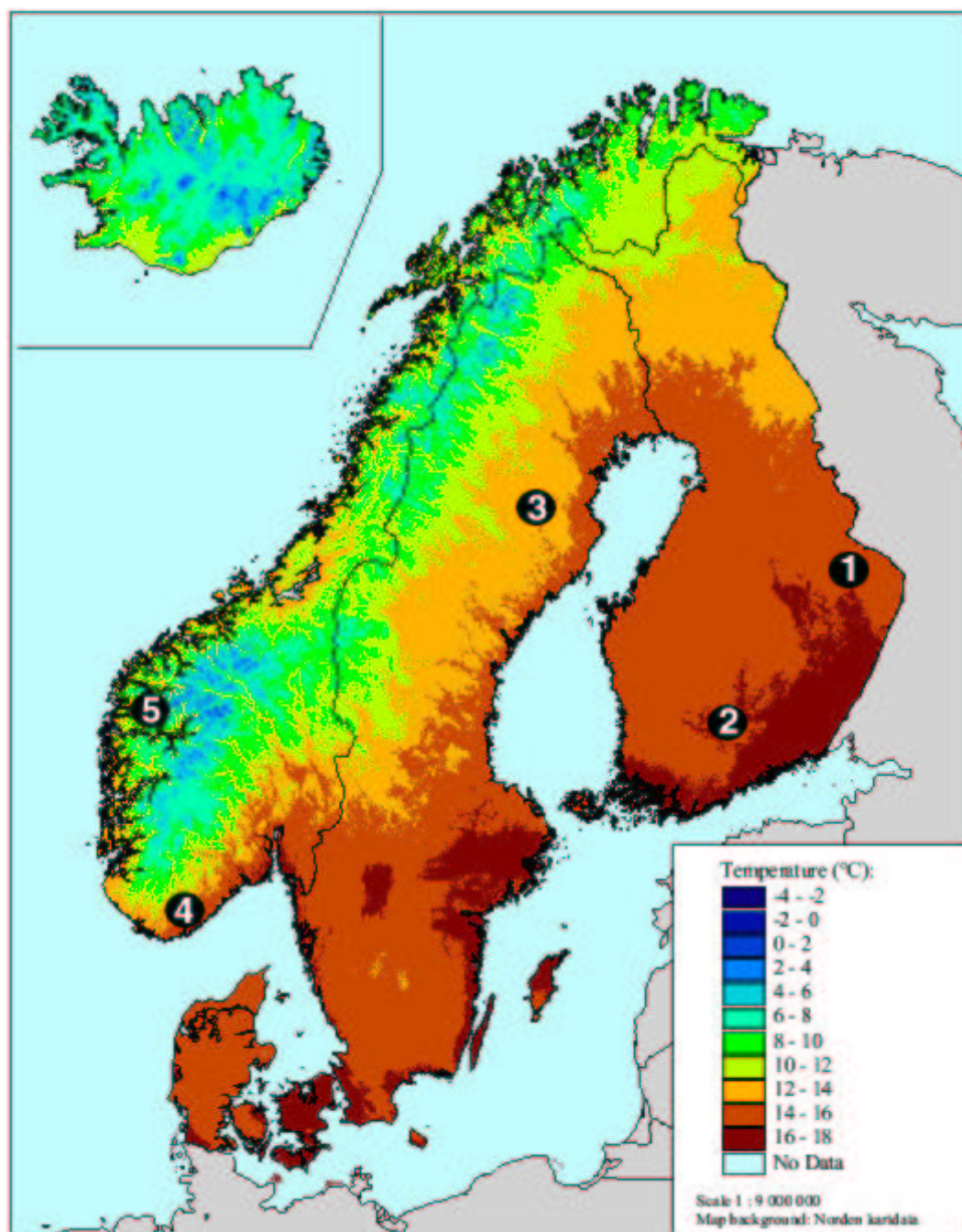
Figur D.1: Årlig gjennomsnittlig nedbør i Norden i perioden 1961-90.



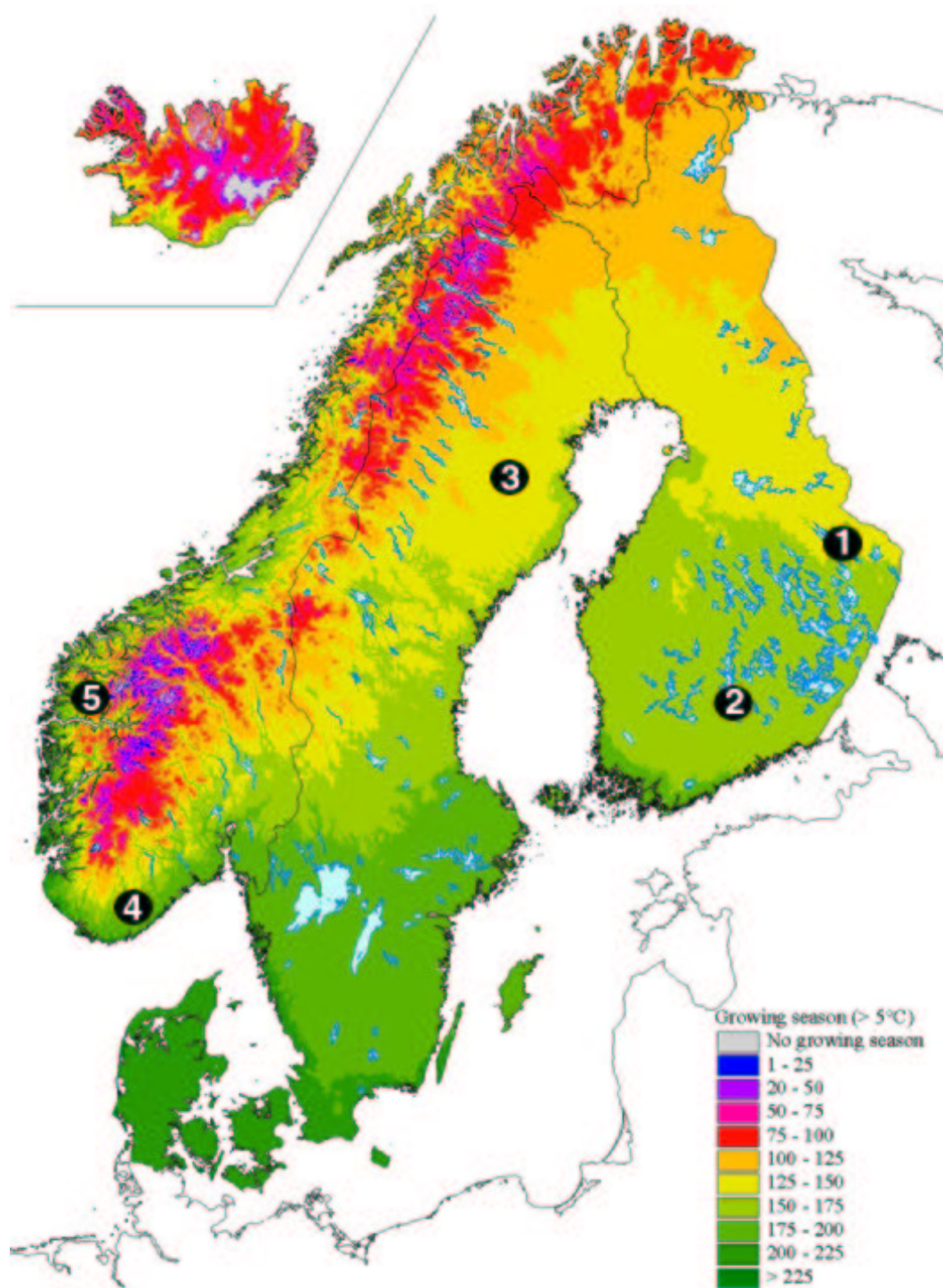
Figur D.2: Årlig gjennomsnittstemperatur i Norden i perioden 1961-90.



Figur D.3: Gjennomsnittstemperatur for januar i Norden i perioden 1961-90.



Figur D.4: Gjennomsnittstemperatur for juli i Norden i perioden 1961-90.



Figur D.5: Vekstsesong (daglig middeltemperatur over 5 °C) i Norden i perioden 1961-90.

Tillegg E

Data

E.1 Jorddata

Tabell E.1: Jorddata. I/T står for «ikke tilgjengelig».

Felt	Horisont	Tørr- stoff (%)	Glødetap (%)	tot. C (%)	tot. N (%)	C/N g/g	pH H ₂ O
Hietajärvi	H1	91.1	99.1	47.4	0.4	103	4.05
Hietajärvi	H2	91.3	98.6	50.8	1.1	41	3.68
Hietajärvi	Of		63.7	38.3	0.9	38	3.71
Hietajärvi	E		2.6	1.2	0.1	20	4.50
Hietajärvi	Bs		2.2	0.7	0.0	15	5.25
Hietajärvi	BC		0.8	0.2	0.0	6	5.69
Hietajärvi	C		0.0	0.0	0.0	1	5.75
Valkea-Kotinen	H1	91.2	98.3	48.8	0.9	45	3.60
Valkea-Kotinen	H2	91.7	98.1	49.1	0.7	57	3.91
Valkea-Kotinen	Oh		48.8	28.4	1.2	21	4.11
Valkea-Kotinen	Ah		10.8	5.9	0.3	19	4.24
Valkea-Kotinen	Bs1		5.7	2.8	0.1	17	4.73
Valkea-Kotinen	Bs2		4.5	1.5	0.1	15	5.07
Valkea-Kotinen	BC		1.9	0.6	0.0	10	5.23
Svartberget	H1	91.8	95.6	48.0	1.2	33	4.22
Svartberget	H2	92.0	96.9	49.9	1.6	27	3.95
Svartberget	O	91.9	88.1	51.7	1.5	29	4.05
Svartberget	A	98.1	20.2	I/T	I/T	I/T	3.98
Svartberget	Ea	99.9	0.7	0.4	0.0	10	4.19
Svartberget	E/B	99.5	1.7	0.7	0.1	12	4.60
Svartberget	Bs	98.1	4.1	1.2	0.1	16	5.28
Svartberget	Cu	99.2	1.6	0.3	0.0	8	5.18
Birkenes	H1	92.6	96.1	51.1	2.3	19	4.23
Birkenes	H2	91.6	93.8	52.3	3.0	15	4.10
Birkenes	F		88.4	51.5	2.1	21	4.29
Birkenes	H		64.9	36.5	1.4	22	4.15
Birkenes	E		9.5	5.4	0.2	20	4.33
Birkenes	B		4.6	2.6	0.1	17	4.50
Birkenes	BC		4.0	2.4	0.1	15	4.75
Skjervatjern	H1	94.0	81.4	47.1	2.5	16	4.89
Skjervatjern	H2	93.5	97.7	61.0	1.5	34	4.72
Skjervatjern	O	94.6	57.5	32.5	0.6	47	4.11
Skjervatjern	E	99.9	1.0	0.6	0.0	15	5.17
Skjervatjern	Bhs1	98.7	6.1	2.8	0.1	28	5.26
Skjervatjern	Bhs2	97.5	7.1	2.5	0.1	23	4.97

Tabell E.2: Resultater fra analysen av effektiv kationbyttekapasitet. I/T står for «ikke tilgjengelig».

Felt	Hori- sont	Ca ²⁺ (mmol _c /kg)	Mg ²⁺ (mmol _c /kg)	Na ⁺ (mmol _c /kg)	K ⁺ (mmol _c /kg)	Al ³⁺ (mmol _c /kg)	Fe ³⁺ (mmol _c /kg)	Mn ²⁺ (mmol _c /kg)	H ⁺ (mmol _c /kg)	CEC (mmol _c /kg)	BS %	AlS %	FeS %	HS %
Hietajärvi	H1	48.7	57.3	5.4	9.5	5.4	6.2	3.3	110.0	246	49	2	3	45
Hietajärvi	H2	76.2	60.8	5.5	6.9	9.4	6.3	2.8	119.1	287	52	3	2	42
Hietajärvi	Of	77.2	19.7	0.5	18.3	16.5	1.6		36.0	170	68	10	1	21
Hietajärvi	E	1.2	0.4	0.0	0.4	9.5	0.4		2.7	15	14	65	3	18
Hietajärvi	Bs	0.5	0.1	0.0	0.2	2.1	0.2		0.3	3	23	63	5	9
Hietajärvi	BC	0.5	0.1	0.0	0.1	0.7	0.0		0.1	2	44	48	2	6
Hietajärvi	C	0.2	0.1	0.0	0.1	0.5	0.0		0.1	1	37	48	1	14
Valkea-Kot	H1	89.5	42.0	5.7	18.5	11.8	7.7	0.2	108.1	284	55	4	3	38
Valkea-Kot	H2	110.6	36.4	5.0	5.0	18.2	5.2	0.0	90.5	271	58	7	2	33
Valkea-Kot	Oh	122.2	24.2	0.4	12.7	24.8	3.2		20.2	208	77	12	2	10
Valkea-Kot	Ah	15.9	3.7	0.1	1.8	32.8	3.0		3.8	61	35	54	5	6
Valkea-Kot	Bs1	4.2	1.0	0.0	0.8	22.5	1.2		2.6	32	19	69	4	8
Valkea-Kot	Bs2	0.7	0.2	0.0	0.2	4.3	0.2		0.7	6	17	69	3	11
Valkea-Kot	BC	0.7	0.2	0.0	0.0	3.3	0.1		0.4	5	18	71	2	9
Svartberget	H1	87.5	50.4	7.9	12.6	9.6	16.5	0.4	52.0	237	67	4	7	22
Svartberget	H2	117.0	45.4	4.9	4.9	11.6	12.7	0.4	88.8	286	60	4	4	31
Svartberget	O	159.0	34.3	3.2	27.3	7.6	0.8	8.6	54.8	296	76	3	0	19
Svartberget	A	35.5	7.5	1.4	2.3	8.4	0.8	1.2	17.3	74	63	11	1	23
Svartberget	Ea	1.1	0.4	0.7	0.3	8.4	0.1	0.0	2.6	14	18	62	1	19
Svartberget	E/B	1.0	0.2	0.9	0.3	17.3	1.2	0.0	0.7	22	11	80	6	3
Svartberget	Bhs	2.7	0.3	0.5	0.2	2.8	0.3	0.0	0.2	7	53	40	4	4
Svartberget	Cu	0.4	0.1	0.2	0.1	1.9	0.2	0.0	0.3	3	26	59	8	8
Birkenes	H1	28.7	18.5	6.9	21.1	111.1	11.4	0.7	16.2	215	35	52	5	8
Birkenes	H2	25.4	7.8	6.0	5.5	150.2	10.0	0.0	13.9	219	20	69	5	6
Birkenes	Of	166.9	55.1	4.1	28.4	40.5	2.7	9.1	37.3	344	74	12	1	11
Birkenes	Oh	37.9	28.1	4.0	14.0	123.8	5.5	0.9	45.7	260	32	48	2	18
Birkenes	E	1.1	1.2	0.5	1.6	32.6	1.1	0.0	1.6	40	11	82	3	4
Birkenes	B	0.5	0.5	0.4	0.7	29.0	1.0	0.1	0.0	32	6	90	3	0
Birkenes	BC	0.4	0.4	0.3	0.6	23.6	0.6	0.1	0.0	26	7	91	2	0
Skjervatjern	H1	24.1	47.4	6.0	1.9	30.7			22.4	133	60	23	I/T	17
Skjervatjern	H2	26.0	50.4	5.9	0.6	24.8			27.0	135	62	18	I/T	20
Skjervatjern	O	93.3	103.9	11.0	19.6	14.2	0.8	0.5	105.7	349	65	4	0	30
Skjervatjern	E	0.9	0.3	1.0	0.1	2.6			1.4	6	36	41	I/T	22
Skjervatjern	Bhs	1.0	0.3	1.2	0.1	11.1			0.5	14	18	79	I/T	4
Skjervatjern	Bs	0.1	0.2	0.8	0.1	2.4	0.0	0.0	0.2	4	31	65	0	4

E.2 Vanndata

«B» og «F» i kolonnen «Prøvetype» refererer til henholdsvis bulk (innsamlet over tid) og felt (prøver innsamlet under feltarbeid).

Tabell E.3: Vanndata. Tallene i «Felt» i de følgende tabellene referer til feltene som gitt under.

Nummer	Felt
1	Hietajärvi
2	Valkea-Kotinen
3	Svartberget
4	Birkenes
5	Skjervatjern

Felt	Prøvenummer	Prøvetype	Dato	Klokkeslet	Klokkeslet	Dato	Stop	Volum	pH	H ⁺	Temperatur	Ledningsevne	Absorbans	Absorbans	Absorbans	TOC	SUVA	SAR	TIC	Gr	Ala	Ala	Ala	Ali	Ali	Alr	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Fe	Fe(I)	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	Cr	F-tot	Org. ladning	Alkalinitet	Ionebalance		
								mL	µM	µM	°C	mS/m	254nm	400nm	600nm	mgC/L	L/(mgC/m)			µM	µM	µM	µM	µM	µM	µM	µM/L	µM/L	µM/L	µM/L	µM/L	µM/L	µM/L	µM/L	µM/L	µM/L	µM/L	µM/L	µM/L	µM/L	µM/L
1	309	B	1999-10-07	12.00		1999-10-13	12.00	250	4.80	15.8	16.5	1.2	0.016	0.003	0.002	2.4	0.7	5.3								12.2	2.5	30.1	1.8			21.9	17.5			17.4			-34		
2	216	B	1999-10-01			1999-10-31		2000	4.84	14.5	15.7	1.2	0.011	0.002	0.001		0.4	5.5							11.4	2.7	28.3	2.1			21.6	14.2	6.1	0.3	8.8			9			
2	217	B	2000-04-25	10.00		2000-05-16		1500	6.04	0.9	20.2	1.9	0.098	0.017	0.007	2.6	3.8	5.8							4.9	4.5	10.0	14.9	0.0	0.0	37.8	18.1	13.4	0.5				-38			
2	228	F	2000-05-24	12.20		2000-05-26	12.20	3100	4.62	15.1	15.0	2.0	0.129	0.034	0.015	1.1	1.2	3.8							5.9	8.7	0.0	56	0.0		34.7	23.8	6.8	0.0				24			
3	402	F	1999-10-08	11.00		1999-10-10	12.30	431	4.66	21.9	12.0	1.3	0.016	0.002	0.001	1.6	1.0	8.0	0.1						0.3	0.0	25.0	2.6	0.2		40.4	15.0	9.8		11.1			5			
3	410	B	1999-10-04	12.00		1999-11-03	12.00	2000	5.41	3.9	19.5	0.7	0.014	0.001	0.001	0.1	14.0	14							7.1	2.4	8.4	3.7			11.1	11.5	8.4		0.8			-6			
3	417	B	2000-05-05	11.00		2000-05-20	15.30	1750	5.15	7.1	20.4	1.3	0.031	0.008	0.005	1.2	2.6	6.2							14.9	4.2	0.0	2.0	0.0		34.4	20.7	3.1	0.0				-29			
3	440	F	2000-05-06			2000-05-21	15.15	120	4.89	12.9	20.4	3.2	0.065	0.015	0.009	2.2	3.0	7.2							49.5	19.7	0.0	17.1	0.0		69	44.4	7.2	4.5							
4	117	B	1999-09-06	12.00		1999-09-13	12.00	146	5.19	6.5	18.8	3.9	0.071			5.1	1.4								7.4	31.4	32.3	15.1	9.2		84	76	38.6								
4	118	B	1999-09-12	12.00		1999-09-19	12.00	2510	4.22	60.3	10.2	4.1	0.022			2.4	0.9								2.1	5.6	2.1	0.0	9.7		65	60	21.9	0.5	14.1			-88			
4	119	B	1999-09-19	12.00		1999-09-26	12.00	4425	4.55	28.2	13.7	2.1	0.013			0.8	1.6								0.0	5.4	5.5	0.6	10.3		36.4	23.3	19.0	0.0	5.3			-43			
4	120	B	1999-09-26	12.00		1999-10-03	12.00	2160	4.73	18.6	13.6	1.5	0.012			0.6	2.0								2.9	6.7	26.2	0.0	0.0		14.2	7.2	43.8	0.1	4.3			-13			
4	123	B	1999-10-17	12.00		1999-10-24	12.00	2215	4.22	60.3	13.5	4.3	0.022			1.7	1.3								0.0	8.4	50	20	12.5		73	32.4	69		10.0			-61			
4	124	B	1999-10-24	12.00		1999-10-31	12.00	2635	4.39	40.7	13.2	2.9	0.010			0.5	2.0								0.2	0.0	0.2				38.9	52	24.5	0.3	3.1			-61			
4	125	B	1999-10-31	12.00		1999-11-07	12.00	2055	4.11	77.6	13.8	6.1	0.016			1.9	0.8								0.0	5.7	9.8	0.0	13.6		67	90	161	0.1	10.7			-99			
5	500	F	1999-10-12	18.00		1999-10-13	14.00	110	5.42	3.8		6.1	0.005	0.000	0.001	2.1	0.2	5.0																		17.7					
5	510	B	1999-09-01	12.00		1999-10-12	12.00	6000	5.35	4.5	21.7	1.6	0.005	0.001	0.001	0.1	5.0	5.0							5.4	16.1	69	1.9			26.4	10.9	85		0.8						
5	515	B	2000-04-15	15.00		2000-06-21	11.00	5200	4.85	14.1	20.0	2.5	0.006	0.001	0.002	0.7	0.9	3.0							30.1	27.1	123	21.0	0.0	0.0	25.5	9.0	98	0.0				85			
5	527	F	2000-04-27	14.00		2000-04-28	16.00	60	4.66	21.9	20.3	2.2	0.012	0.005	0.002	0.5	2.4	6.0								19.0	4.6	7.2	0.0	0.1		40.1	41.4	10.6	0.0						

Bulk nedbor

1	305	F	1999-10-07	11.30		1999-10-08	9.00		4.92	12.0	14.4	1.7	0.131	0.010	0.002	7.2	1.8	66								8.3	0.0	1.4	13.1	0.0		44.6	11.7	7.2		54			-80
1	308	B	1999-09-22	12.00		1999-10-31	12.00	2500	4.50	31.6	18.3	2.2	0.193	0.016	0.004	5.4	3.6	48								25.6	11.1	32.9	15.8			41.3	12.3	11.9		35			22
1	315	B	1900-01-00			1900-01-00		3500	4.15	70.8	19.8	4.1	0.599	0.039	0.005	23	2.5	112							5.4	1.4	0.8	0.6			81	12.7	21.4	0.0	129			-30	
2	206	F	1999-10-04	17.45		1999-10-05	12.00	373	4.74	18.2	12.8	2.4	0.247	0.024	0.005	9.1	2.7	49	0.1						12.8	11.7	12.4	60	16.4		32.6	18.9	45.9		65			-36	
2	210	B	1999-10-01			1999-10-30		4000	4.92	12.0	18.8	2.1	0.376	0.038	0.004	7.7	4.9	94							32.9	21.9	35.1	52.7			42.1	7.6	32.2		58			19	
2	218	B	2000-04-25	11.00		2000-05-16		1700	5.47	3.4	20.3	5.4	1.268	0.129	0.021	46	2.7	60							6.2	1.8	0.8	1.0			45.0	98	0.0	76	6.8	394		-59	
2	223	F	2000-05-24	12.00		2000-05-26	11.00	8500	4.25	56.2	13.7	6.9	2.070	0.168	0.039	152	1.4	53							6.7	6.1	1.1	5.0			86	79.0	34.7	233	0.0	65	1.9	357	
3	401	F	1999-10-08	11.00		1999-10-10	13.00	354	4.82	15.1	11.8	2.1	0.234	0.025	0.004		4.9	0.3	4.6																				
3	411	B	1999-10-04	12.00		1999-11-03	12.00	1900	5.15	7.1	19.1	2.4	0.402	0.043	0.013	7.7	5.2	31							26.7	11.7	28.7	79	0.0		37.2	14.2	28.2	0.5	61			19	
3	418	B	2000-05-05	12.00		2000-05-20	15.50	2000	4.32	47.9	20.3	7.9	2.043	0.184	0.015	54	3.8	136							133	60	71	294	0.9	0.2	89	0.0	131	1.5	330			60	
3	441	F	2000-05-20			2000-05-21	15.45	60	4.06	87.1	20.7	11.6	3.974	0.373	0.035	73	5.5	114							388	104	81	467	2.1		143	0.0	205	20.2					
4	101	F	1999-09-26	12.00		1999-09-26	12.30	4250	4.41	38.9	14.7	3.1	0.287	0.028	0.003	7.2	4.0	96	0.6						15.5	7.5	116	29.4	4.7		22.2	45.5	43.6	0.5	46			42	
4	106	F	1999-09-30	12.30		1999-10-01	13.00	760	5.42	3.8	14.0	1.4	0.178	0.019	0.002	4.7	3.8	89	0.4						1.2	5.8	5.8	27.1	11.4		12.0	9.9	24.8		40			-42	
4	107	B	1999-09-25	12.00		1999-11-15	12.00	10000	4.70	20.0	19.0	5.1	0.299	0.038	0.008	7.9	3.8	37							45.9	44.3	131	74.3			85	37.3	186	0.5	55			-39	
4	129	B	2000-04-14	12.00		2000-05-31	14.00	5500	4.92	12.0	20.2	6.3	0.509	0.045	0.015	15	3.3	34							60	66	215	87.9	0.0	0.1	77	26.9	226	0.0	114			1	
4	136	F	2000-04-26	10.30		2000-04-26	16.00	170	4.71	19.5	11.4	3.3	0.218	0.025	0.008	7.5	2.9	27							3.4	3.3	0.4	2.9			60	65	47.5	0.0	53			-73	
5	501	F	1999-10-12	18.00		1999-10-13	14.00	220	6.11	0.8	18.2	7.2	0.064	0.007	0.006			11							1.1	0.0	1.3												
5	512	B	1999-09-08	12.00		1999-10-12	12.00	8500	5.92	12.0	21.7	2.2	0.080	0.007	0.003	4.3	1.9	27								27.6	22.5	79	8.3			31.7	15.9	99		39			-49
5	516	B	2000-04-15	15.00		2000-06-21	11.00	5200	4.92	12.0	19.8	3.1	0.076	0.007	0.002	4.2	1.8	38							27.0	33.3	127	8.0	0.0	0.1	31.9	9.6	125	0.0	31			10	
5	523	F	2000-04-27	14.00		2000-04-28	11.45	130	4.63	23.4	14.6	2.9	0.131	0.011	0.005	9.0	1.5	26							68	19.6	21.7	8.1	0.5		52	34.1	20.2	0.0					

Kronedrypp

1	305	F	1999-10-07	11.30		1999-10-08	9.00		4.92	12.0	14.4	1.7	0.131	0.010	0.002	7.2	1.8	66								8.3	0.0	1.4	13.1	0.0		44.6	11.7	7.2		54			-80
1	308	B	1999-09-22	12.00		1999-10-31	12.00	2500	4.50	31.6	18.3	2.2	0.193	0.016	0.004	5.4	3.6	48								2													

Felt	Prøvenummer	Prøvetype	Dato	Klokkeslet	Dato	Klokkeslet	Volum	pH	H ⁺	Temperatur	Ledningsevne	Absorbans	Absorbans	Absorbans	TOC	SUVA	SAR	TIC	Si	Ala	Alo	Ali	Alr	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Fe	Fe(I)	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	Cl ⁻	F ⁻ tot	Org. ladning	Alkalinitet	Ionebalance
1	301	F	1999-10-06	18.00	1999-10-07	11.30	400	4.02	95.5	9.4	4.4	0.955	0.097	0.006	22	4.3	159	0.0		4.1	2.3	1.7	2.1	14.8	33.2	9.4	0.0	21.7	0.3	23.1		120			-3	
1	310	B	1999-10-01	12.00	1999-10-31	12.00	2000	4.11	77.6	16.8	3.7	0.989	0.094	0.006	25	3.9	160			3.3	2.0	1.3	16.8	17.4	50	3.6		8.8	0.5	16.9		139			6	
1	318	B	2000-05-18	12.00	2000-05-23	16.00	2800	4.43	37.2	20.3	1.5	0.550	0.063	0.004	13	4.2	138		10.7	0.5	0.5	0.0	9.6	9.6	37.1	16.4	0.6	0.2	0.0	0.0	2.2	0.0	83			26
1	322	F	2000-05-23	9.00	2000-05-24	13.50	870	4.52	30.2	23.1	1.6	0.554	0.066	0.004	13	4.3	139		6.4	1.4	1.0	0.4	1.3	6.2	9.3	25.2	1.2	0.3		0.0	0.0	12.1	0.0			62
2	204	F	1999-10-04	17.45	1999-10-05	13.00	350	3.76	173.8	13.3	8.4	1.297	0.132	0.006	33	4.0	216	0.0		7.7	5.0	2.7						76	0.2	86		157				
2	211	B	1999-10-01		1999-11-30		3500	3.93	117.5	18.7	6.0	1.220	0.124	0.006	33	3.7	203			3.1	2.3	0.8	50.4	29.3	66	12.8		49.6	0.4	47.3		173			11	
2	221	B	2000-05-10	12.00	1900-01-00		550	3.95	112.2	20.3	4.7	1.467	0.149	0.010	39	3.7	147		58	2.9	2.7	0.2	43.8	28.3	59	7.1	2.3	1.3	0.0	0.0	17.4	0.0	206		30	
2	224	F	2000-05-25	12.00	2000-05-26	11.00	500	3.82	151.4	15.3	5.5	1.679	0.172	0.009	41	4.1	187		58	3.4	2.5	0.9	5.4	41.1	28.1	42.5	5.9	2.6	0.6	0.0	0.0	18.9	0.0		256	
3	403	F	1999-10-08	11.00	1999-10-10	14.00	500	4.20	63.1	11.7	3.4	0.741	0.088	0.011	15	4.9	67	0.0		0.8	0.8	0.0	43.4	11.3	49.8	10.3	1.3		54	0.3	23.6		88		13	
3	409	F	1999-10-10	14.30	1999-10-11	8.00		4.29	51.3	15.8	3.6	0.700	0.083	0.009	15	4.8	78	0.1		0.3	0.4	0.0	31.7	10.7	37.3	9.1	0.2		63	0.8	27.3		88		-37	
3	414	B	1999-10-12	12.00	1999-10-21	12.00	2100	4.30	50.1	20.3	3.1	0.611	0.071	0.006	16	3.8	102			0.9	2.5	0.0	24.3	12.6	43.2	9.1	1.3		57	0.0	21.2		98		-35	
3	421	B	2000-05-16	17.45	2000-05-20	10.10	2500	4.28	52.5	20.3	2.7	1.149	0.140	0.015	24	4.7	77		51	1.3	1.2	0.1	1.9	43.2	22.8	21.4	0.0	7.8	2.2	0.0	0.0	9.5	0.0	146		-14
3	423	F	2000-05-20	10.10	2000-05-21	13.20	780	4.28	52.5	19.6	2.9	1.170	0.141	0.015	24	4.9	78		52	1.5	1.2	0.3	1.7	46.0	25.6	28.2	3.9	8.4	4.8	0.0	0.0	10.1	0.5		148	
4	104	F	1999-09-30	12.30	1999-10-01	12.30	150	4.88	13.2	14.9	2.5	0.370	0.040	0.003	7.9	4.7	123	0.1		13.2								52	3.2	68		59				
4	108	B	1999-09-25	12.00	1999-11-15	12.00	2200	4.80	15.8	19.2	2.5	0.369	0.045	0.005	6.6	5.6	74			13.4	6.0	7.3	24.8	13.7	87	1.8		55	12.3	68	1.1	48		-22		
4	109	B	1999-09-25	12.00	1999-11-15	12.00	2300	4.98	10.5	18.5	2.3	0.369	0.043	0.005	6.6	5.6	74											40.9	8.9	71	1.1	50		-27		
4	132	B	2000-04-14	12.00	2000-05-31	14.00	1500	5.04	9.1	20.4	2.9	0.167	0.020	0.003	4.1	5.6												9.5	45.5	0.0	140	20	32		-27	
4	137	F	2000-04-26	11.00	2000-04-26	18.30	230	4.73	18.6	10.8	3.4	0.263	0.028	0.003	5.6	4.7	88											7.5	12.0	59	11.0	124	0.0		25	
4	138	F	2000-04-26	11.00	2000-04-26	18.40	210	4.95	11.2	11.1	3.0	0.300	0.033	0.004	6.2	4.8	75											10.9	16.0	41.1	0.0	116	0.0		40	
4	141	B	2000-04-14		1900-01-00		1500	4.98	10.5	20.3	4.0	0.187	0.022	0.003	4.0	4.7	62											10.3	9.2	50	0.0	137	1.9	30		-33
5	504	F	1999-10-12	18.00	1999-10-13	14.00	1000	4.13	74.1		5.1	0.638	0.076	0.006	14	4.5	106	0.1		2.5	1.8	0.7	5.6	40.2	97	4.9	0.0		23.9	0.6	154		81		-34	
5	511	B	1999-09-01	12.00	1999-10-12	12.00	5000	4.87	13.5	21.5	2.6	1.066	0.126	0.010	23	4.7	107			4.2	3.9	0.3	9.6	34.8	90	0.5			15.0	0.0	73		166		-105	
5	519	B	2000-04-15	15.00	2000-06-21	11.00	5200	4.40	39.8	19.8	2.7	0.696	0.089	0.009	13	5.2	77											0.3	13.6	0.0	59	0.0	84		9	
5	522	F	2000-04-27	14.00	2000-04-28	11.30	850	4.44	36.3	15.5	2.4	0.700	0.101	0.010	12	5.7	70											0.5	15.1	0.0	43.2	0.0			70	

Histosol 15cm																																					
1	302	F	1999-10-06	18.00	1999-10-07	11.30	400	4.03	93.3	9.8	4.3	1.087	0.103	0.005	28	3.9	217	0.1		4.7	2.6	2.1		20.0	20.6	25.3	2.3	0.0		7.3	0.7	12.0		151			
1	311	B	1999-10-01	12.00	1999-10-31	12.00	2000	4.16	66.2	16.9	3.4	0.964	0.093	0.005	25	3.8	193			3.5	1.8	1.7		26.4	19.3	43.9	0.6			3.5	0.0	10.0	0.5	146		-1	
1	319	B	2000-05-18	12.00	2000-06-11	17.00	3300	4.31	49.0	20.0	2.0	0.647	0.074	0.005	15	4.4	129			17	0.9	0.7	0.2	11.6	9.3	14.6	0.9	0.5	0.2	0.0	0.0	7.6	0.0	89		-19	
1	323	F	2000-05-23	9.00	2000-05-24	13.62	600	4.45	35.5	22.7	1.9	0.610	0.068	0.005	14	4.3	122			21	1.6	0.7	0.9	13.4	10.1	29.9	5.0	0.6	0.4	0.0	0.0	13.1	0.0			70	
2	205	F	1999-10-04	17.45	1999-10-05	13.00	630	3.64	229.1	13.0	10.5	1.817	0.184	0.008	51	3.6	227	0.1		6.7	5.3	1.5		122	55	54	0.3	20.3		120	0.0	87		230		31	
2	212	B	1999-10-01		1999-11-30		3800	3.91	123.0	18.1	6.2	1.325	0.134	0.006	36	3.7	221			2.8	2.0	0.8		70	31.1	67	3.3			42.0	0.3	45.6		183		24	
2	222	B	2000-05-10	12.00	1900-01-00		2500	3.95	112.2	20.6	4.4	1.568	0.162	0.010	38	4.1	157			63	2.8	2.5	0.3		47.2	24.6	37.6	2.5	3.0	1.5	0.0	18.1	0.0	199		6	
2	225	F	2000-05-25	12.00	2000-05-26	11.00	600	3.88	131.8	14.9	5.1	1.595	0.168	0.011	40	4.0	145			67	2.8	2.1	0.7	5.3	54	24.4	35.4	2.3	3.2	1.2	12.9	0.0	17.6	0.0	36.2	218	
3	404	F	1999-10-08	11.00	1999-10-10	14.00	413	4.38	41.7	11.7	2.3	0.811	0.103	0.013	17	4.9	62	0.0		1.4	1.1	0.3		33.5	8.2	24.6	0.9	7.5		6.3	1.0	21.0		104		-33	
3	407	F	1999-10-10	14.30	1999-10-11	8.00		4.45	35.5	16.3	2.3	0.835	0.103	0.012	18	4.5	70	0.0		1.1	0.8	0.3		26.3	7.0	23.2	4.9	0.8		3.8	0.1	20.4		118		-58	
3	415	B	1999-10-12	12.00	1999-10-21	12.00	2600	4.43	37.2	18.6	2.2	0.803	0.099	0.009	18	4.5	89			1.3	0.9	0.4		23.6	12.3	34.1	0.3	2.4		4.0	0.5	17.5		113		-39	
3	422	B	2000-05-26	17.45	2000-05-20	10.15	2600	4.20	63.1	20.2	3.1	1.316	0.162	0.017	29	4.6	77			64	1.9	1.8	0.1	3.0	52	36.2	39.2	14.3	12.3	3.5	0.0	0.0	12.8	0.0	168		19
3	424	F	2000-05-21	10.10	2000-05-21	13.20	630	4.25	56.2	19.4	3.2	1.316	0.160	0.017	31	4.3	77			66	2.3	1.5	0.7	2.7	47.7	29.5	32.4	7.4	10.6	6.9	0.0	0.0	13.8	0.0	154		
4	110	B	1999-09-25	12.00	1999-11-15	12.00	2100	5.17	6.8	18.8	2.3	0.475	0.071	0.010	12	4.0	48			12.3	7.5	4.9		33.1	16.8	67	1.3	39.4		6.8	10.2	84.0	1.5	95		-135	
4	133	B	2000-04-14	12.00	2000-05-31	14.00	2000	5.07	8.5	20.1	3.0	0.382	0.052	0.009	7.2	5.3	42			91	13.3	5.8	7.5	18.4	38.0	17.7	99	0.0	32.5	29.6	13.8	0.0	155	2.0	56		-104
4	139	F	2000-04-26	11.00	2000-04-26	18.45	75	5.01	9.8	11.5	3.2	0.503	0.096	0.008	9.9	5.1	63			15.5										44.7	0.0	0.0	164	0.0			
5	505	F	1999-10-12	18.00	1999-10-13	14.00	175	4.68	20.9		2.5	0.976	0.116	0.010			98			4.0																	
5	509	B	1999-09-29	12.00	1999-10-12	12.00	2000	4.92	12.0	21.4	2.1	0.966	0.114	0.011	21	4.5	88			7.0	5.7	1.3		11.2	36.2	90.5	2.8			3.0	1.1	53		160		-102	
5	514	O	1999-09-01	12.00	1999-09-26	12.00	1500	4.21	61.7	12.2	3.9	1.219			27	4.5							11.9	33.3	174	9.4	0.0			34.5	0.3	33.6		157			
5	520	B	2000-04-15	15.00	2000-06-21	11.00	5000	4.60	25.1	19.8	2.4	0.795	0.095	0.011	16	4.9	72			22	3.5	3.1	0.4		9.0	31.3	92	0.0	3.7	1.3	0.0	0.0	56	0.0	108		-25
5	526	F	2000-04-22	14.00	2000-04-27	15.00	1170	4.71	19.5	14.2	2.2	0.646	0.080	0.009	13	4.9	72			21	3.1	2.8	0.3	5.4	9.0	23.6	92	2.0	3.6	2.3	0.0	0.0	51	0.0		72	
5	528	F	2000-04-27	14.00	2000-04-28	16.00	2000	4.80	15.8	19.4	2.1	0.701	0.090	0.010	16	4.4	70			21	3.5	2.6	0.9		10.7	25.3	94	2.9	3.4	2.0	0.0	0.0	45.8	10.0		73	

Felt	Prøvenummer	Prøvetype	Dato		Klokkeslet	Volum	pH	H ⁺	Temperatur	Ledningsevne	Absorbans	Absorbans	Absorbans	TOC	SUVA	SAR	TIC	Si	Ala	Ala	Ala	Alr	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Fe	Fe(i)	SO ₄ ²⁻	NO ₃	Cl ⁻	F-tot	Org. ladning	Alkalinitet	Ionebalance	
			Start	Stop		mL		µM	°C	mS/m	254nm	400nm	600nm	mgC/L	L/(mgC·m)		mgC/L	µM	µM	µM	µM	µM	µmol/L	µmol/L	µM	µM	µM	µM	µM	µmol/L	µM				µmol/L	
1	303	F	1999-09-30	12.00	1999-10-07	11.30	400	3.70	200	10.2	8.1	1.554	0.142	0.010	34	4.6	155	0.1	8.6	5.6	3.1	27.2	0.3	23.9	16.8	1.9		26.7	0.5	18.3		159		76		
1	306	F	1999-10-07	11.30	1999-10-08	9.00		3.89	129	14.5	6.3	1.796	0.179	0.026	38	4.8	69	0.1	2.5														192			
1	312	B	1999-07-26	12.00	1999-10-06	12.00	4000	3.79	162	18.6	7.0	1.826	0.167	0.013	52	3.5	140		5.5	3.4	2.1	49.9	14.4	43.9	14.0			16.7	0.2	10.1	0.5	254		13		
1	316	B	1900-01-00		2000-06-11	15.00	1600	3.88	132	20.0	4.6	1.018	0.105	0.010	27	3.7	102		23	7.1	5.1	2.0	20.9	5.4	8.4	59	3.9	2.3	40.1	0.0	20.1	0.5	139		34	
1	326	B					2000	4.07	85.1	16.6	3.7	0.907	0.096	0.013	24	3.7	70		14	1.9	1.1	0.8	21.2	7.3	0.0	1.9	0.0	0.3	14.4	0.0	2.2	0.0			103	
1	327	B	2000-05-29	16.00	2000-06-11	17.00	3300	3.76	174	20.2	5.7	1.609	0.154	0.016	30	5.3	101		24	1.9	1.2	0.7	25.0	9.2	5.5	31.4	0.1	0.3	27.8	0.0	12.7	0.0			210	
2	201	F	1999-10-01		1999-10-04		1900	5.82	1.5	15.2	6.4	1.933	0.201	0.018			107																			
2	208	F	1999-10-04	17.45	1999-10-05	15.00	60	5.50	3.2	13.7	6.5																									
2	213	B	1999-10-01		1999-10-30		4000	5.57	2.7	18.4	3.7	1.212	0.127	0.020	31	3.9	61		15.3	11.2	4.1	66	23.1	45.2	117			54	2.2	34.7	1.3	268		-104		
2	214	B	1999-10-01		1999-10-30		2000	5.30	5.0	15.1	6.9	2.701	0.275	0.022	72	3.7	123		10.1	7.5	2.6	184	71	56	175			72	1.7	55	2.1	594		-228		
2	219	B	2000-05-11	12.00	1900-01-00		1300	6.15	0.7	20.6	7.0	1.998	0.216	0.024	52	3.8	83		164	13.8	12.3	1.5	168	84	41.4	185	10.6	0.5	63	33.8	59	10.7	484		-181	
2	230	F	2000-05-25	12.30	2000-05-26	13.00	900	5.62	2.4	11.6	6.6	1.898	0.206	0.032	56	3.4	59		57	9.3	4.5	4.8	156	91	30.9	234	4.8	0.2	92	47.2	69	1.4		276	308	
3	408	F	1999-10-10	14.30	1999-10-11	8.00		4.30	50.1		0.0	6.270	0.650	0.044			143																			
3	412	B	1999-10-12	12.00	1999-10-21	12.00	1300	4.25	56.2	19.4	8.6	2.356	0.516	0.062	117	2.0	38		15.9	9.1	6.8	284	156	52	207			40.2	0.0	49.4	0.5	699		-15		
3	419	B	1900-01-00		2000-07-24		4000	4.32	47.9	21.3	5.1	3.012	0.317	0.030	65	4.6	100		72	0.6	0.4	0.2	142	79	34.0	111	1.4	0.4	26.9	0.0	17.3	1.1			372	
4	113	B	1999-09-25	12.00	1999-11-15	12.00	2500	3.91	123	19.1	7.4	1.046	0.104	0.009	25	4.1	116		8.2	6.0	2.2	48.7	26.4	92	19.8	10.8		77	3.5	144	0.5	131		-37		
4	130	B	2000-04-14	12.00	2000-05-31	14.00	4000	3.98	105	20.0	8.6	1.291	0.111	0.007	34	3.8	184		24	6.5	5.0	1.5	67	51	118	51	0.6	0.3	79	15.5	285	1.2	182		-163	
5	502	F	1999-10-12	18.00	1999-10-13	14.00	175	4.24	57.5		4.2								2.8	2.4	0.5															
5	508	B	1999-09-08	12.00	1999-10-12	12.00	3500	4.20	63.1	21.8	4.2	1.544	0.234	0.026	41	3.7	59		7.6	7.7	0.0	12.8	23.9	94	27.6			26.5	0.1	58		242		-103		
5	513	O	1999-09-01	12.00	1999-10-12	12.00	700	3.94	114.8	14.0	8.6	3.436			98	3.5						92	124	271	37.7	2.4		19.4	0.5	53						
5	517	B	2000-04-15	15.00	2000-06-21	11.00	5200	4.13	74.1	19.8	4.2	0.924	0.136	0.017	21	4.4	54		25	2.4	2.1	0.3	7.6	24.3	123	21.1	1.1	0.3	15.4	0.0	114	0.0	119		5	

Podsol O

Podsol O

Podsol E																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																									
1	304	F	1999-10-06	18.00	1999-10-07	11.30	30	5.93	1.2	18.6	2.4	0.088	0.005	0.002				44																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																							</

E.3 RO-data

Tabell E.4: Data for oppløste RO-isolater.

Felt		H⁺ μM	Ca²⁺ μmol _c /L	Mg²⁺ μmol _c /L	Na⁺ μmol _c /L	K⁺ μmol _c /L	SO₄²⁻ μmol _c /L	NO₃⁻ μmol _c /L	Cl⁻ μmol _c /L	F-tot μmol _c /L	Al μM	Fe μM	Cu nM	Cd nM	Pb nM
Hietajärvi	Høst	0.65	9.7	2.6	88	3	29.1	0	9.2	3.3	2.5	4.9	71.9	1.4	5.1
	Vår	0.58	6.3	1.7	100	3	32.8	12.5	31.5	1.7	1.0	2.5	51.9	0.6	2.2
Valkea-Kotinen	Høst	5.89	10.8	3.7	176	4	120	0	31.2	1.2	4.5	5.0	80.1	0.8	2.0
	Vår	5.25	13.1	5.1	205	5	157	0	47.6	0.0	4.2	4.6	48.7	33	1.4
Svartberget	Høst	0.63	30.2	13.3	234	17	126	0	28.7	7.3	14.0	15.1	47.2	4.8	4.9
	Vår	22.4	12.4	5.1	118	3	76.6	0	12.3	0.0	10.2	8.0	109	1.0	2.8
Birkenes	Høst	17.0	11.2	2.1	171	17	66.6	0	64	0.7	15.6	4.0	29.7	0.3	1.0
	Vår	4.57	8.6	4.5	135	2	62.6	8.9	104	0.0	12.0	2.6	21.0	0.3	0.6
Skjervatjern	Høst	9.33	6.7	2.7	93	2	0	0	61	0.0	6.5	4.5	37.8	0.3	1.2
	Vår	10.7	6.0	1.4	114	3	21.0	0	91	0.0	3.3	2.9	27.9	0.3	0.7

Register

- alkalinitet, 29
- glødetap, 23, 33
- Grans funksjon, 30
- Grans plott, 29, 30, 37
- humus, 20
- ICP-AES, 25, 26, 28
- ionekromatograf, 27
- ioneselektiv elektrode, 28
- K_{ow} , 33
- karbon
 - organisk, 24
 - total, 24
- kationbyttekapasitet
 - effektiv, 24
 - potensiell, 24
- klimasone, 39
- ledningsevne, 27, 35
 - termisk, 24
- marin grense, 39
- minerogen myr, 56
- nitrogen
 - total, 24
- ombrogen myr, 56
- omvendt osmose, 32
- organisk ladning, 31
- pH, 26
- jord, 24
- RO-membran, 32
- tørrstoff, 22, 33
- tetthet, 32
- titrering
 - Grans, 29
 - potensiometrisk, 29
- våtdeposisjon, 41
- vekstseson, 39
- voltmeter, 28